

Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde

Voortzetting monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden

Lot 2 – Ecologische monitoring

D. van der Wal, A. Wielemaker, T. Ysebaert, E. Knaeps, G. van Hoey,
T.J. Bouma, H. Hummel, C.H.R. Heip, P.M.J. Herman

juni 2007



Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW),
Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Korringaweg 7, Postbus 140, 4400 AC, YERSEKE, Nederland
URL <http://www.nioo.knaw.nl>



Lot 2 – Rapport 6/6

	Doc:	NIOO_Walsoorden2_6_6_def.doc
	Naam:	NIOO Rapport Walsoorden2 Lot 2 Deel 6 van 6
	Datum:	22.06.2007
	In opdracht van:	Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout
	Namens opdrachtgever:	Ir. Y.M.G. Plancke
	Uitvoering door:	Dr. D. van der Wal
	Versie:	Revisie:

Rapportnummer:
Code opdrachtgever
Status:

Autorisatie	Naam	Paraaf	Datum
Opgemaakt	Daphne van der Wal		22 juni 2006
Gecontroleerd			
Goedgekeurd			

Het copyright van dit rapport is nadrukkelijk voorbehouden aan NIOO-KNAW. Niets uit dit rapport mag op enigerlei wijze worden vermenigvuldigd zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KNAW-NIOO, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander doel dan waarvoor het is vervaardigd. Het is de opdrachtgever toegestaan vrijelijk kopiën van deze notitie te maken.

D. van der Wal, A. Wielemaker, T. Ysebaert, E. Knaeps, G. van Hoey, T.J. Bouma, H. Hummel, C.H.R. Heip en P.M.J. Herman (2007). *Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde. Voortzetting monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden. Lot 2 – Ecologische monitoring.* Rapport 6/6. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke, 148 pp.
ISSN Nummer 1381-6519.



Koninklijke
Nederlandse
Akademie van
Wetenschappen

Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie
Korringaweg 7, Postbus 140, 4400 AC YERSEKE, Nederland
URL: <http://www.nioo.knaw.nl>

Dankwoord

Dit onderzoek werd uitgevoerd door de werkgroep Ruimtelijke Ecologie (RE), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (CEME) van het Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek (NIOO-KNAW) in opdracht van het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout (WLB) in Borgerhout. Onderaannemers in dit project waren VITO-TAP (drs. E. Knaeps en drs. B. Deronde) voor het uitvoeren van de hyperspectrale vlucht in juni 2006 en het bewerken van de beelden, en de Monitor Taakgroep (MT) van het CEME voor het bemonsteren en analyseren van het macrobenthos.

Het onderzoek is een voortzetting van het 'Ecologisch monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden' (*pilotstudy*), dat in de periode 2004-2006 werd uitgevoerd door dr. R.M. Forster en dr. F. Rossi van het CEME. In het onderhavige rapport van de tweede fase van het monitoringsprogramma is gebruik gemaakt van de data verzameld tijdens de *pilotstudy*.

We willen daarnaast nog een aantal andere personen bedanken die hebben bijgedragen aan dit project. Allereerst danken we ir. Y.M.G. Plancke en ir. S.J. Ides van het Waterbouwkundig Laboratorium voor het leiden van het project en voor advies. De begeleidingsgroep, naast ir. Y.M.G. Plancke en ir. S.J. Ides bestaande uit prof. dr. F. Mostaert van het Waterbouwkundig Laboratorium, prof. ir. J.J. Peters van PAET, drs. A. Govaerts, ir. F. Roose en ir. Y. Meersschaut van Maritieme Toegang, en drs. D.J. de Jong, ir. G.J. Liek en ir. J.G. de Ronde van Rijkswaterstaat-RIKZ, dr.ir. M. Huygens van Soresma en E. Leys van Eurosense danken we voor advies en het beschikbaar stellen van gegevens.

J. van Soelen, B. Koutstaal, A.G. Koutstaal en drs P. Klaassen hebben geassisteerd in het veld en in het laboratorium. De bemanning van de Luctor, in het bijzonder Gert Weststrate en Ko Verschuren, danken we voor transport naar de plaat. O.J.A. van Hoesel, M.M. Markusse, M. Rietveld, A. Engelberts, L. Dek en W.C.H. Sijstermans van de Monitor Taakgroep hebben gezorgd voor de bemonstering en analyse van de macrofauna. Tot slot willen we J.M. Houtekamer, H. Francke en C. Kleppe bedanken voor de korrelgrootte- en pigmentanalyses.

Inhoudsopgave

1. Samenvatting	7
2. Inleiding.....	11
3. Ecologische monitoring: theorie en hypothesen	15
4. Methoden en technieken	19
4.1. Ecologische monitoring van het subtidaal	19
4.1.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse	19
4.1.2. Statistische analyse van het macrobenthos.....	22
4.2. Ecologische monitoring van het intertidaal	25
4.2.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse	25
4.2.2. Synoptische surveys vanuit een vliegtuig	30
4.2.3. Statistische analyse van het macrobenthos.....	39
5. Resultaten	41
5.1. Ecologische monitoring van het subtidaal	41
5.1.1. Inleiding	41
5.1.2. Veldmetingen en bemonstering.....	42
5.1.3. Statistische analyse van het macrobenthos.....	48
5.2. Ecologische monitoring van het intertidaal	56
5.2.1. Inleiding	56
5.2.2. Veldmetingen en bemonstering.....	58
5.2.3. Synoptische surveys vanuit een vliegtuig	76
5.2.4. Statistische analyse van het macrobenthos.....	86
6. Discussie	97
7. Conclusies	105
Referenties.....	107
Appendices.....	113

1. Samenvatting

De Westerschelde heeft een belangrijke rol voor de scheepvaart; het estuarium verschaft toegang tot de haven van Antwerpen. In de Westerschelde wordt continu gebaggerd om de diepte van de vaargeulen op peil te houden. Daarnaast wordt aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de haven te verschaffen. Zowel voor het baggerwerk voor aanleg als voor onderhoud moeten stortplaatsen worden gevonden voor grote hoeveelheden zand of slib, waarbij de toegankelijkheid van de havens, de veiligheid en de natuurlijkheid van het estuarium niet in gevaar mogen komen. Het karakteristieke meergeulensysteem van de Westerschelde met intergetijdengebieden, die van groot belang zijn voor de ecologie van het estuarium, moet daarbij gehandhaafd blijven.

In de afgelopen jaren zijn ideeën ontwikkeld voor een alternatieve stortstrategie. Er is een voorstel gedaan om het storten te verplaatsen van secundaire (meestal vloed)geulen naar ondiepe lokaties dicht bij de eroderende koppen van platen. Daardoor zouden drie doelstellingen kunnen worden verenigd: (1) het positief beïnvloeden van de morfologie ten gevolge van het storten (bijv. effectievere verdeling eb-vloedstroom), (2) het gestorte zand wordt gestort met als doel dat het blijft liggen, in tegenstelling tot stortingen in de nevengeul. Hierdoor zal het onderhoud op de baggerdrempels afnemen, (3) door het wijzigen van de stromingen ter hoogte van de plaatkop zou er slibrijk materiaal op de plaat worden afgezet, wat van het intertidale gebied een ecologisch waardevoller gebied maakt.

Na positieve resultaten van een uitgebreide haalbaarheidsstudie is in het najaar van 2004 een experiment voor zo'n strategie uitgevoerd nabij de plaat van Walsoorden. Een monitoringsprogramma is opgezet om de gevolgen van de proefstorting te volgen. Door het succes van deze proef is er begin 2006 opnieuw een proefstorting uitgevoerd. De morfologische en ecologische monitoring werd voortgezet om de effecten van beide proeven te kunnen volgen. In dit rapport wordt deze voortzetting van de ecologische monitoring beschreven. De onderzochte ecologische effecten van de stort zijn opgedeeld in (1) directe effecten in en nabij het stortgebied en (2) indirecte effecten in het intertidaal.

In het ecologisch monitoringsprogramma is het macrobenthos (de ongewervelde bodemdieren groter dan 1 mm) als indicator gebruikt. Het macrobenthos is zeer gevoelig voor veranderingen van de omgeving. Het heeft daarnaast een essentiële rol in de ecologie

van het estuarium: het is het voornaamste voedsel van vele vogels die in het estuarium overwinteren of broeden, en speelt ook een rol als voedsel voor vissen. Het macrobenthos is daarom een belangrijke parameter, waarmee de ecologische gevolgen van verstoringen zoals het storten van sediment, te meten zijn.

Naast het macrobenthos zijn relevante omgevingsfactoren bepaald, zowel in het subtidaal (hoogteligging en sedimentsamenstelling) als in het intertidaal (hoogteligging, sedimentsamenstelling en microfytobenthos (micro-algen die in en op het sediment leven)), door intensieve bemonstering in de tijd. Daarnaast is gebruik gemaakt van teledetectie vanuit een vliegtuig om jaarlijks gebiedsdekkende, zeer gedetailleerde informatie over deze factoren te verkrijgen.

De gegevens hebben een goed beeld gegeven van de ruimtelijke verdeling van macrobenthosgemeenschappen en fysische omgevingsfactoren. In het subtidaal werd een zeer arme macrobenthosgemeenschap gevonden, met de hoogste biomassa van macrobenthos in slibrijk substraat, en de hoogste dichtheden en soortenrijkdom van het macrobenthos in het ondiep subtidaal. In het intertidaal zijn drie habitats onderscheiden (centrale deel van de plaat, rand van de plaat en de noordelijke landtong van de Plaat van Walsoorden), met specifieke fysische omgevingsfactoren (hooggelegen, laag-dynamisch, slibrijk, substraat met een hoge biomassa microfytobenthos op het centrale deel van de plaat, tot laaggelegen, hoog-dynamisch, zandig substraat met een zeer lage biomassa microfytobenthos op de noordelijke landtong). Deze drie habitats hadden elk een aparte macrobenthosgemeenschap. Voor het macrobenthos werden de meest productieve en ecologisch interessante gebieden gevonden in die zones waar de primaire productie bepaald wordt door microfytobenthos, waar de hoogteligging intermediair is, waar de fysische dynamiek beperkt is, en waar het slibgehalte iets hoger is.

De resultaten laten zien dat de proefstortingen geen aanleiding hebben gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen op een termijn van een paar jaar. In het subtidaal heeft de stort van het najaar van 2004 op de stortplaats de korrelgrootteverdeling van het sediment significant beïnvloed, en is sindsdien het slibgehalte verder afgenomen. Samenhangend met deze ontwikkeling is het macrobenthos significant in biomassa afgenomen. Daarnaast is er een aantal significante veranderingen in de biomassa en dichtheid van enkele soorten macrobenthos gevonden. Zo is de biomassa en dichtheid van bijvoorbeeld *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) afgenomen, en de biomassa en dichtheid van *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) toegenomen tussen 2004 en 2005/2006. Een soortgelijke ontwikkeling is echter ook gevonden in het controlegebied.

Voor de stort van 2006 lijken grootschalige effecten op het macrobenthos ook te zijn uitgebleven. Voor deze stort kan dit echter niet met zekerheid worden gesteld, omdat er

geen bemonstering voorafgaand aan de stort kon worden uitgevoerd om de natuurlijke habitat en macrobenthosgemeenschap te karakteriseren.

In het intertidaal is de soortendiversiteit significant toegenomen, maar de biomassa en soortendichtheid zijn niet significant veranderd. Wel is de biomassa en dichtheid van bijvoorbeeld *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Pygospio elegans* (Zandpijp), *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot), en Oligochaeta (regenwormen) over het algemeen toegenomen, terwijl de biomassa en dichtheid van *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeftje) is afgenomen. De ontwikkelingen lijken samen te hangen met een geleidelijke ophoging (zoals die uit in-situ op sedimentatie-erosie plotjes en uit laseraltimetriedata kan worden afgeleid) en meer laagdynamisch worden van het centrale deel van de plaat. De veranderingen lijken gerelateerd te zijn aan een langjarige ontwikkeling van de plaat, en niet gerelateerd aan de stort. Tot op heden zijn geen significante veranderingen in sedimentsamenstelling geconstateerd.

Omdat het gestorte materiaal slechts langzaam richting de plaat wordt getransporteerd is de morfologie van de plaat ook niet beïnvloed. Er is dus ook geen nieuw ecologisch waardevol intertidaal habitat gecreëerd. Dergelijke positieve gevolgen waren ook niet verwacht, gezien de relatief beperkte omvang van de storten.

2. Inleiding

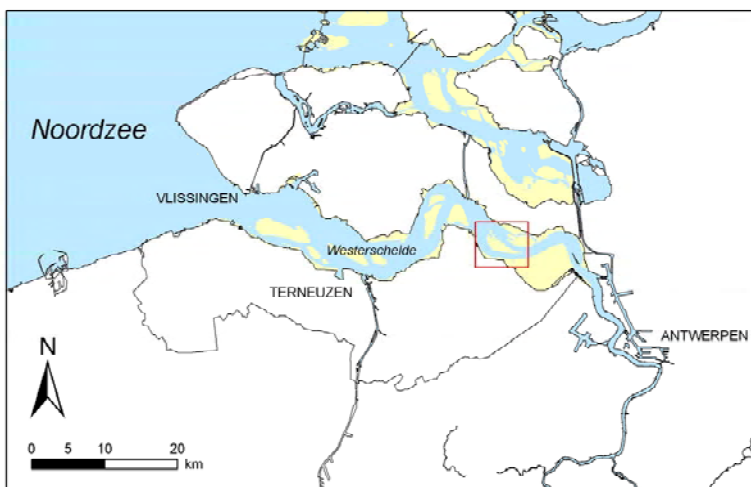
In vele kustwateren, estuaria en havens met intensieve scheepvaart wordt regelmatig gebaggerd om de diepte van de vaargeulen op peil te houden. Bovendien wordt ook aanlegbaggerwerk uitgevoerd wanneer wordt beslist een vaargeul te verruimen om grotere schepen toegang tot de havens te verschaffen. Zowel voor het baggerwerk voor aanleg als voor onderhoud moeten stortplaatsen worden gevonden voor grote hoeveelheden zand of slib.

Ook voor de Westerschelde (Figuur 1) zal een verdere verdieping een grote baggerinspanning vergen. Tot nu toe werd sediment gestort in nevengeulen, bij voorkeur niet al te ver verwijderd van de drempels waar het sediment wordt opgebaggerd. Het gevolg daarvan was dat de getijdenstromen het zand binnen de kortste keren terugbrachten. Het is ook de vraag hoeveel sediment in de vloed- en ebscharen gestort kan worden tot deze hun schaarfunctie verliezen, en er een ééngeulstelsel zou komen. Na de tweede verdieping van de Westerschelde in 1997/1998 (verdieping tot 119 dm) bepaalde Rijkswaterstaat dat de baggerspecie uit het oostelijke deel van de Westerschelde, waar het onderhoud van de vaargeul het meeste werk gaf, verder naar het westen moest worden gestort. Die voorwaarde werd mede gesteld om te voorkomen dat de nevengeulen zo ver met baggerzand zouden worden gevuld dat de stroming er geheel zou verdwijnen. Dat zou ten koste gaan van het kenmerkende karakter van de Westerschelde als estuarium met een vertakt geulensysteem.

De Haven van Antwerpen heeft om een verdere verdieping (tot 131 dm) van de Westerschelde gevraagd, om de toegang van de steeds groter wordende schepen te kunnen blijven waarborgen. Hiervoor is een langetermijn visie (LTV) opgezet door zowel de Nederlandse als Vlaamse overheid voor de drie belangrijkste functies van het estuarium: veiligheid (tegen overstroming), toegankelijkheid van de havens en natuur. Binnen het raamwerk van LTV is door de Haven van Antwerpen een onafhankelijke groep van deskundigen (Port of Antwerp Expert Team: PAET) aangewezen om ideeën te formuleren om het storten op een constructieve manier te gebruiken voor het morfologisch beheer van de Westerschelde. PAET heeft ervoor gepleit het materiaal te storten op plaatsen waar het de natuurwaarden van het estuarium kan versterken, en waar het tevens kan helpen om de

stromingspatronen in het estuarium te reguleren en de morfologie te beheren. Het basisidee was om het storten te verplaatsen van de secundaire (meestal vloed-)geul naar ondiepe lokaties dicht bij de eroderende koppen van platen. Daardoor zouden drie doelstellingen kunnen worden verenigd: (1) het positief beïnvloeden van de morfologie ten gevolge van het storten (bijv. effectievere verdeling eb-vloedstroom), (2) het gestorte zand wordt gestort met als doel dat het blijft liggen, in tegenstelling tot stortingen in de nevengeul. Hierdoor zal het onderhoud op de baggerdrempels afnemen, (3) door het wijzigen van de stromingen ter hoogte van de plaatkop zou er slibrijk materiaal op de plaat worden afgezet, wat van het intertidale gebied een ecologisch waardevoller gebied maakt.

Als mogelijk geschikte lokatie werd de Plaat van Walsoorden aangewezen (Figuur 1). Deze getijdenplaat is al decennia lang onderhevig aan erosie aan de meest zeewaartse punt. Door hier materiaal te storten, kan de morfologie van de plaat worden veranderd, wat zowel gunstig kan zijn voor het behouden van het meergeulenstelsel en voor de ecologie, en waarmee



Figuur 1. De Plaat van Walsoorden (in de rode rechthoek), gelegen in de Westerschelde.

mogelijk de hoeveelheid te baggeren materiaal ook afneemt (Leys et al., 2006). Na een uitgebreide haalbaarheidsstudie (Waterbouwkundig Laboratorium, 2003) werd een in-situ experiment uitgevoerd om de nieuwe stortstrategie in de praktijk te toetsen. Voor dit experiment (de zogenaamde *pilotstudy*) werd 500 000 m³ sediment gestort op een ondiepe subtidale lokatie in de omgeving van de plaat. Toestemming voor deze storting werd verleend in 2004, en de experimentele dumping met een precisie-diffusor werd gestart in november 2004, waarbij de hoogte van de bodem in het stortgebied met 2 m is opgehoogd. Een uitgebreid monitoringsprogramma is opgezet om de eventuele effecten van de proefstorting te volgen. Dit monitoringsprogramma bestond uit een programma voor de morfologie, sedimentologie, hydrodynamica en ecologie van het stortgebied en het gebied daaromheen, inclusief de Plaat van Walsoorden. De resultaten van het ecologisch monitoringsprogramma van deze *pilotstudy* zijn te vinden in Forster et al. (2006). Forster et al. (2006) concludeerden dat de stortproef geen grote morfologische veranderingen teweeg

heeft gebracht, daarvoor was het gestorte volume te klein, en dat de stortproef de groeiomstandigheden voor het macrobenthos in het ondiep sublittoraal noch heeft verslechterd noch heeft verbeterd. Zij concludeerden tevens dat ook de morfologie van de plaat niet werd beïnvloed, en er dus ook geen nieuw ecologisch interessant intertidaal habitat is gecreëerd.

Door met name het morfologische succes van de proef (Plancke et al., 2006), is de proefstorting begin 2006 herhaald. Er is opnieuw 500 000 m³ sediment gestort op een ondiepe subtidale lokatie in de omgeving van de plaat, ten noordwesten van de eerste stortproef (Figuur 2). Ook voor deze nieuwe stortproef (fase 2) is een intensief monitoringsprogramma opgesteld als voortzetting van de monitoring tijdens de *pilotstudy* (Van der Wal et al., 2007). Het NIOO is wederom verantwoordelijk voor het ecologisch luik. Dit rapport zal met name ingaan op fase 2 van het project, maar de data van de gehele tijdreeks, dus inclusief de resultaten van de *pilotstudy*, zullen bij de analyses worden betrokken.

3. Ecologische monitoring: theorie en hypothesen

In een aantal studies is aandacht besteed aan de ecologische effecten van verstoringen, zoals baggeren en storten van specie in het ondiep littoraal (Harvey et al., 1998; Zajac et al., 1998; Smith & Rule, 2001; Cruz-Motta and Collins, 2004; Simonini et al., 2005; Somerfield et al., 2005; Skilleter et al., 2006) en het aanleggen van baggerspecie in het intertidaal (Yozzo et al., 2004; Bolam & Whomersley, 2005). De verstoringen kunnen effect hebben op alle trofische niveaus, inclusief nematoden, macrobenthos, vogels en vissen (Newell et al., 1998). Het macrobenthos (de bodemdieren groter dan 1 mm) wordt algemeen beschouwd als een belangrijke variabele (indicator) bij de monitoring van veranderingen in het mariene milieu (Roberts et al., 1998; Herman et al., 1999; Little, 2000). Dit is ten eerste omdat het macrobenthos een grotendeels sedentaire levenswijze heeft, zodat de veranderingen in de abiotische omstandigheden in het macrobenthos worden 'geïntegreerd'. Ten tweede vertalen veranderingen in het macrobenthos zich in functionele veranderingen in het ecosysteem. Dit komt doordat het macrobenthos een belangrijke factor is in het ecosysteem, onder meer omdat het een groot deel van de primaire productie, zowel in de waterkolom (fytoplankton) als op de bodem (microfytobenthos), als voedsel gebruikt. Ten derde is het macrobenthos gevoelig voor veranderingen in de abiotische factoren in het ecosysteem, zoals de korrelgrootteverdeling van het sediment, hoogteligging, stroomsnelheid, vochtgehalte en concentratie chlorofyl in het sediment. Veranderingen in deze abiotische omstandigheden zullen zich dan ook vertalen in veranderingen in het macrobenthos (Ysebaert et al., 2002).

Verschillende maatgevende wettelijke bepalingen, in het bijzonder de Vogel- en Habitatrichtlijnen, richten zich expliciet op soorten in hogere trofische niveaus, zoals vogels, vissen en zoogdieren. Voor zowel vogels en vissen geldt echter dat de aantallen die in een estuarium kunnen worden waargenomen slechts een deel van hun levenscyclus, en een klein deel van hun geografische verspreiding betreffen. De dynamiek van trekvogels wordt mede bepaald door wat er in de broedgebieden en overwinteringgebieden gebeurt, en kan dus moeilijk rechtstreeks worden gerelateerd aan de plaatselijke omstandigheden in de buurt van een beperkt experiment. Ook voor vissen, met name de juveniele vissen die belangrijk zijn in estuaria, geldt dat factoren op de paaipplaatsen en onderweg, en de dynamiek van de volwassen populatie op open zee mede bepalend zijn voor de aantallen die

in een estuarium worden gevonden. Omdat het macrobenthos essentieel is in het voedselweb van deze groepen, geeft het bemonsteren van het macrobenthos een goed beeld van de mogelijkheden voor deze hogere trofische niveaus.

De responstijd van het macrobenthos op verstoringen in het milieu is variabel. De dominante soorten macrobenthos in de Westerschelde hebben een levensduur variërend van enkele maanden tot meerdere decennia. De meeste soorten hebben één tot twee reproductieperioden per jaar, vaak door middel van pelagische larven. Opportunistische soorten kunnen echter zeer snel en bijna het gehele jaar door reproduceren. Zulke soorten kunnen zich ook in een gebied vestigen door migratie van volwassenen (McCall, 1976; Pagliai et al., 1985). Vaak leiden verstoringen tot een snelle dominantie van deze opportunistische soorten, waarna geleidelijk de andere soorten binnendringen en overnemen (Harvey et al., 1998; Newell et al., 1998; Cruz-Motta & Collins, 2004). Daardoor kan men vaak op meerdere tijdschalen het effect van verstoring waarnemen. Na zeer sterke verstoringen kan het meerdere jaren duren voordat de oorspronkelijke gemeenschap is hersteld, maar reeds zeer snel na de verstoring kan men de effecten zien. De hersteltijd hangt af van de grootte van de verstoring (bijvoorbeeld het volume gestort sediment, en het areaal van de stort), maar ook van de plaatselijke omstandigheden, waarbij de hersteltijd korter is in gebieden met veel opportunistische soorten, bijvoorbeeld in gebieden met sterke stroomsnelheden of met fijn sediment (van Dolah et al., 1984; van der Veer et al., 1985; Newell et al., 1998; Zajac et al., 1998). In het algemeen geldt dat wanneer in een periode van een paar jaar na een verstoring geen effecten op het macrobenthos kunnen worden waargenomen, men met redelijke zekerheid kan stellen dat de veronderstelde effecten zeer klein of afwezig zijn (Forster et al., 2006).

Naast effecten in het gebied van de stort en in de directe nabijheid van de stort, zouden effecten kunnen optreden in het nabijgelegen intertidaal. Deze intertidale gebieden, die bij laag water droogvallen, zijn belangrijke foerageerplaatsen voor vele duizenden watervogels en voor grote populaties van juveniele vissen en schelpdieren. De Plaat van Walsoorden is een van de grootste intertidale gebieden van de Westerschelde. Effecten van de stort op de plaat werden vooral verwacht op de geomorfologie en eventueel de bodemsamenstelling van de plaat.

De ecologische kwaliteit van intertidale habitats wordt in grote mate bepaald door de sedimentsamenstelling (Sanders et al., 1958; Gray, 1974; Holland et al., 1987; Warwick et al., 1991). De korrelgrootte van het sediment is gerelateerd aan het watergehalte, organisch materiaal en de populatiedichtheid van microfytobenthos en macrobenthos (Snelgrove &

Butman, 1994). Naast sedimentsamenstelling is de hoogte van een plaat belangrijk voor het voorkomen van verschillende soorten biologische gemeenschappen. Een ophoging ten opzichte van de getijdencurve van het estuarium betekent een langere droogvaltijd, wat leidt tot een grotere beschikbaarheid van licht voor de primaire producenten (Underwood & Kromkamp, 1999), maar ook tot een grotere blootstelling aan extreme temperaturen en zoutgehaltes. Voor het macrobenthos zal een verhoogde ligging en droogvaltijd leiden tot minder beschikbare tijd voor foerageren, eiafzetting en vestiging, tot een hoger risico op predatie door vogels maar een lager risico op predatie door vissen, krabben en garnalen. Veranderingen in hoogteverdeling kunnen dus ingrijpende gevolgen hebben voor de ecologie van een benthisch systeem.

In de *pilotstudy* is een aantal hypothesen getest ten aanzien van de directe ecologische effecten van de alternatieve stortstrategie door het macrobenthos en de korrelgrootteverdeling van het sediment voorafgaand en na de stort te bemonsteren in het stortgebied en in twee subtidale controlegebieden:

- (1) Er werden negatieve effecten van de stort verwacht op het macrobenthos
- (2) Er werd een ander effect verwacht op het macrobenthos door het gebruik van de diffusortechniek ten opzichte van het traditionele kleppen van sediment.

Uit de monitoring tijdens de *pilotstudy* bleek dat het storten in de buurt van de Plaat van Walsoorden geen negatief effect had op het macrobenthos in de omgeving van de stort op een tijdschaal van een jaar. Er was dus ook geen sprake van een ander effect op het lokale benthos van het gebruik van de diffusor dan bij het traditionele kleppen van sediment. In de voortzetting van het ecologisch monitoringsprogramma zullen de effecten van de stort op het macrobenthos op een tijdschaal van jaren worden gevolgd. Omdat begin 2006 een nieuwe stort is uitgevoerd (door middel van het traditionele kleppen van sediment) zal ook worden nagegaan of de nieuwe stort effect op het lokale macrobenthos heeft gehad op een termijn van een jaar.

Voor het intertidaal is in 2004 tijdens een kick-off meeting van de *pilotstudy* a priori bepaald dat effecten van het stortingsexperiment ecologisch significant worden geacht als een of meer van de volgende condities wordt overschreden:

- (1) Trends in sedimentkorrelgrootte van het intertidaal dienen de historische grenswaarden voor deze regio van het estuarium niet te overschrijden.
- (2) Een blijvende stijging of daling in sedimenthoogte van meer dan 4 cm op eender welk deel van de plaat mag niet voorkomen.

- (3) Significante veranderingen in aanwezige habitattypen in het intertidale gebied van de plaat mogen niet voorkomen.

De resultaten van de *pilotstudy*, gebaseerd op metingen en bemonsteringen op vaste stations in het intertidaal en aanvullende, synoptische, informatie uit *remote sensing*, hebben aangetoond dat geen van deze drie condities is overschreden. De voortzetting van het monitoringsprogramma zal opnieuw de hypothese testen dat aan geen van deze condities is voldaan.

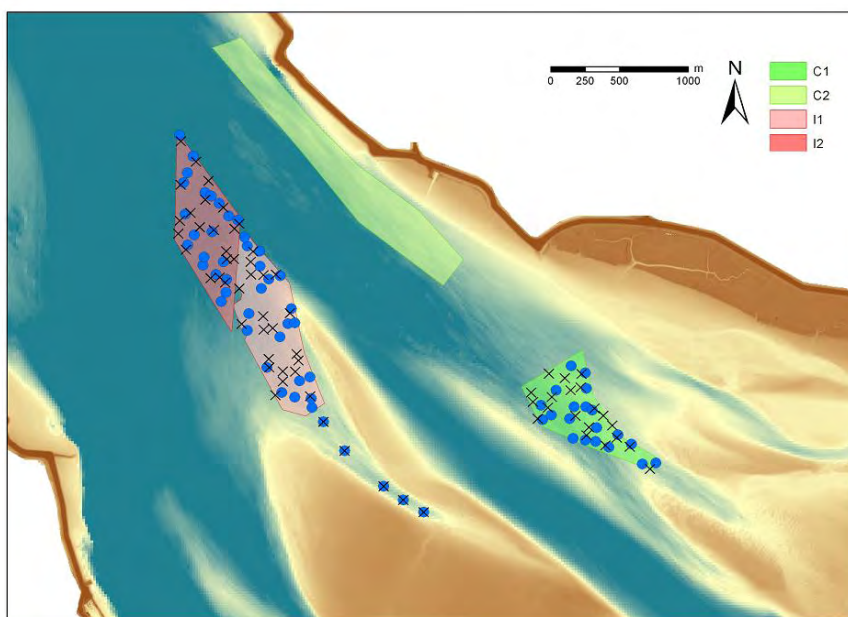
4. Methoden en technieken

4.1. Ecologische monitoring van het subtidaal

4.1.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse

De bemonstering in de voortzetting van het ecologisch monitoringsprogramma richt zich op drie subtidale gebieden (Figuur 2):

- (1) stortlokatie begin 2006 (nieuw impactgebied, I2)
- (2) stortlokatie najaar 2004 (nieuw controlegebied, I1)
- (3) controlegebied (gebied dat ook in 2004-2005 is bemonsterd, C1).



Figuur 2. Posities van de subtidale stations, met het nieuwe impactgebied (nieuwe proefstortlokatie, rood: I2), controle/impactgebied (oude proefstortlokatie, lichtrood, I1) en controlegebied (gebied waar niet gestort is, groen, C1). In 2004 en 2005 is daarnaast nog een controlegebied bemonsterd (lichtgroen, C2). De blauwe bolletjes geven de monsternamenpunten weer van mei 2006, en de zwarte kruisjes geven de monsternamenpunten weer van augustus 2006.

Macrobenthos

Binnen elk van de drie gebieden werden 20 stations willekeurig gekozen (Figuur 2). Additioneel werden vijf vaste stations geselecteerd in de uitspoelzone naar de plaat, dus de geul ten zuiden van de landtong. De bemonstering is tweemaal uitgevoerd in 2006: op 16-17 mei 2006 en op 28-31 augustus 2006.

De monsters werden genomen en verwerkt volgens de (ISO) protocollen die NIOO toepast voor de Rijkswaterstaat-monitoring. Met behulp van het NIOO onderzoeksvaartuig 'Luctor' werd de bemonstering uitgevoerd met een Reineck box-corer (oppervlak 0.77 m^2) tot op een diepte van 30 cm (Figuur 3). Aan boord werden drie sub-cores (8 cm diameter en 30 cm diepte) uit de Reineck box core gestoken en samengevoegd. Dit monster werd gezeefd op een zeef met maaswijdte 1 mm en in potten opgeslagen. Het macrobenthos monster is gefixeerd met een scheutje pH-geneutraliseerde formaldehyde voor analyse in het laboratorium.



Figuur 3. Reineck box-corer.

De macrobenthosmonsters zijn in het laboratorium uitgezocht in twee fracties, een grove fractie (3 mm zeef) en een fijne fractie (0.5 mm zeef). Het macrobenthos is gedetermineerd aan de hand van recente literatuur. Bij eventueel taxonomische problemen is een referentiecollectie aanwezig, die wordt beheerd door een taxonomist. Alle dieren worden, indien mogelijk, tot op soortniveau gedetermineerd, anders wordt een hoger taxonomisch niveau gehanteerd. Bodemdieren die tot dezelfde taxa behoren, zijn geteld en nat gewogen. Aan de hand van conversiefactoren zijn biomassagegevens berekend. Tweekleppigen zijn gewogen en gemeten en er is een regressielijn gemaakt door gedroogde exemplaren per lengteklasse gedurende 2 uur te verassen op 580°C . De soorten zijn daarnaast ingedeeld in functionele groepen, op grond van hun voornaamste voedingsbron, namelijk in: *suspension feeders* SF (filtreerders), *deposit feeders* DF, *surface deposit feeders* SDF, *predators* P, *omnivores* O, en een kleine niet ingedeelde groep. Een overzicht van de meest voorkomende soorten is gegeven in Tabel 1.

De basisgegevens waarop de analyses zijn gebaseerd zijn:

- (1) de biomassa van de soorten, d.i. het totale drooggewicht aan asvrije organische stof van de organismen per m^2 . De biomassa omvat alle organische stof, maar omdat asvrij drooggewicht wordt gebruikt, bijvoorbeeld niet de kalk van schelpen.

- (2) soortendichtheid, d.i. het aantal individuen dat van een soort wordt gevonden per m². Het aantal gevonden individuen per monster wordt hiertoe gedeeld door de oppervlakte van het monster.
- (3) diversiteit van een gemeenschap, een aanduiding voor hoeveel verschillende soorten er op een plaats zijn aangetroffen. Als maat voor diversiteit is hier gewerkt met het aantal soorten per monster. Deze maat is afhankelijk van monstergrootte, en kan dus niet per m² worden omgerekend. Soortenrijkdom is daarom een relatieve en geen absolute maat.

Tabel 1. Enkele kenmerkende macrobenthossoorten van de de Plaat van Walsoorden en omgeving, met voedselgroep (Deposit Feeders DF, Omnivores O, Predators P, Surface Deposit Feeders SDF en Suspension Feeders SF).

Fylum en klasse	Soort	Afkorting	Groep
ANNELIDA (ringwormen)			
Oligochaeta (regenwormen)			
Polychaeta (borstelwormen)	<i>Arenicola marina</i> (Zeepier)	ARENMARI	DF
	<i>Heteromastus filiformis</i> (Rode draadworm)	HETEFILI	DF
	<i>Capitella Capitata</i> (Slangpier)	CAPICAPI	DF
	<i>Scolopsos armiger</i> (Wapenworm)	SCOLARMI	DF
	<i>Tharyx marioni</i> (een kokerworm)	THARMARI	DF
	<i>Polydora ligni</i> (een kokerworm)	POLYLIGN	DF
	<i>Pygospio elegans</i> (Zandpijp)	PYGOELEG	DF
	<i>Nereis diversicolor</i> (Zeeduizendpoot)	NEREDIVE	O
	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager)	NEPHCIRR	P
	<i>Eteone longa</i> (Groengele wadworm)	ETEOLONG	P
	<i>Spio martinensis</i> (een kokerworm)	SPIOMART	SDF
MOLLUSCA (schelpdieren)			
Gastropoda (slakken)	<i>Hydrobia ulvae</i> (Wadslakje)	HYDRULVA	SDF
Bivalvia (tweekleppigen)	<i>Cerastoderma edule</i> (Kokkel)	CERASEDUL	SF
	<i>Macoma balthica</i> (Nonnetje)	MACOBALT	SDF
	<i>Scrobicularia plana</i> (Platte slijkgaper)	SCROPLAN	SDF
ARTHROPODA (geleedpotigen)			
CRUSTACEA (schaaldieren)			
Isopoda (pissebedden)	<i>Eurydice pulchra</i> (Agaatpissebed)	EURYPULC	SDF
Amphipoda (vlokreeften)	<i>Bathyporeia pilosa</i> (Kniksprietkreeft)	BATHPILO	SDF
	<i>Corophium volutator</i> (Slijkgarnaal)	COROVOLU	SDF
	<i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokreeft)	HAUSAREN	SDF

Korrelgrootteverdeling van het sediment

De korrelgrootteverdeling van het sediment is bepaald op dezelfde lokaties als het macrobenthos. Uit dezelfde box-core werd sediment verzameld, gebruik makend van een afgezaagde spuit met een binnendiameter van 2 cm en een diepte van 5 cm.

Dit monster werd in het laboratorium gevriesdroogd. Het monster werd over een 1 mm zeef gehaald en een submonster van het materiaal < 1mm werd geresuspendeerd in zoet water en geanalyseerd met behulp van een Malvern *laser particle sizer*. Een aantal korrelgrootteparameters is bepaald, inclusief de mediane korrelgrootte (SD50) en het percentage slib (gedefinieerd als het percentage sediment kleiner dan 63 μm). Verder zijn onderscheiden: het percentage zeer fijn zand (partikels tussen 63 μm en 125 μm), fijn zand (125-250 μm) en middelgrof zand (250-500 μm).

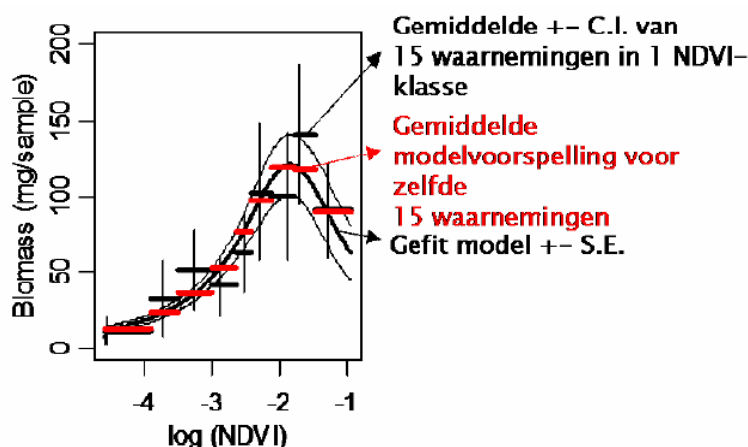
4.1.2. Statistische analyse van het macrobenthos

In het eerste ecologische monitoringsprogramma (de *pilotstudy*) zijn bemonsteringsstations gekozen op basis van een before-after-control-impact (BACI) ontwerp (Underwood, 1994; Forster et al., 2006). Deze BACI analyse heeft geen significante effecten van de stort aangetoond op een termijn van ca 1 jaar. In fase 2 van de proef rond Walsoorden is begin 2006 opnieuw sediment gestort, ditmaal in een gebied ten noordwesten van de oude stort. In het nieuwe ecologische monitoringsprogramma was het niet mogelijk opnieuw een BACI design op te stellen voor het bepalen van de effecten van de nieuwe stort, omdat reeds gestort was voordat de voortzetting van het monitoringsprogramma was gestart. Wel zijn de veranderingen in het macrobenthos en de korrelgrootteverdeling in de tijd gevolgd en met behulp van een univariate (ANOVA) analyse (zie paragraaf 4.2.2) en een multivariate analyse in kaart gebracht. Allereerst is echter het belang van omgevingsfactoren, zoals diepte en sedimentsamenstelling, voor het macrobenthos gekwantificeerd aan de hand van een regressie-analyse.

Regressie-analyse van univariate data

Biomassa, dichtheid en soortendiversiteit van de levensgemeenschappen hangen af van de omgevingsvariabelen. Om deze relaties te onderzoeken hebben we een regressie-analyse uitgevoerd van het macrobenthos als functie van de omgevingsvariabelen, zoals diepte en korrelgrootte van het sediment. De methode is reeds beschreven in Forster et al. (2006). De regressie-analyse is een toepassing van een *generalized linear model*. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat geobserveerde y-waarden een inverse polynomiale functie zijn

van onafhankelijke variabelen x , eventueel via een niet-lineaire transformatie. Verder wordt uiteraard aangenomen dat er ruis is op de waarnemingen, en ten behoeve van de statistische analyse moet een aannemelijk model voor de fouten worden verondersteld. Het model wordt aan de gegevens aangepast door het minimaliseren van de log-likelihood. In essentie zoekt deze methode naar die waarden voor de parameters waarvoor de waarschijnlijkheid om de geobserveerde waarden te observeren onder het vigerende model maximaal is. In onze analyse hebben we een groot aantal modellen onderzocht en onderling vergeleken aan de hand van de Akaike AIC index. Deze index geeft aan hoe goed de gegevens zijn voorgesteld, rekening houdend met het aantal parameters dat is gebruikt (d.i. een model dat bijna even goed is maar minder parameters heeft dan een ander model wordt bij voorkeur gebruikt). De resulterende modellen, zoals berekend met behulp van het statistische programma R, hadden geen interacties tussen de onafhankelijke variabelen, en hadden een of meer onafhankelijke variabelen, en soms hun kwadraten in de linear predictor. Om na te gaan of de modellen een redelijke fit gaven van de gemiddelde biomassa, dichtheid en soortendiversiteit in de gegevens werd een figuur gemaakt die het model grafisch voorstelt en samenvat (Figuur 4). De dikke lijn geeft de modelvoorspelling bij variërende x -waarden, terwijl alle andere eventuele x -variabelen constant worden gehouden op hun gemiddelde waarde. De dunne lijnen eromheen geven de standaardfout van de voorspelling. De gegevens zijn samengevat in 10 klassen van elk een gelijk aantal waarnemingen, volgens oplopende waarde van de x -waarde. De dikke zwarte lijn geeft het gemiddelde van de y -waarde van die klassen, terwijl de breedte van diezelfde lijn de x -range van de klasse weergeeft. De verticale dunne lijn door het gemiddelde geeft het 95 % betrouwbaarheidsinterval van het klassegemiddelde. De overeenkomstige dikke rode lijn geeft voor elke klasse het gemiddelde van de modelvoorspellingen voor waarnemingen in die klasse.



Figuur 4. Voorbeeld van een responscurve. (Zie tekst voor uitleg van de figuur.)

Multivariate analyses

Patronen in de verdeling over ruimte en tijd van de levensgemeenschappen zijn geanalyseerd met de ordinatietechniek nMDS (*non-Metric MultiDimensional Scaling*) gebaseerd op een similariteitsindex (*Bray-Curtis similarity index*) (Forster et al., 2006). Er wordt een matrix gemaakt, die voor elke soort op elk station de abundantie weergeeft. Vervolgens wordt de gelijkenis tussen de stations berekend aan de hand van de similariteitsindex, en omgezet in een afstanden tussen de stations (afstand = 1-gelijkenis): hoe groter de afstanden tussen de stations, hoe minder hun levensgemeenschappen op elkaar lijken.

In nMDS wordt vervolgens een 2-dimensionale grafiek gemaakt, waarop alle stations worden gepositioneerd. De positie van de stations is zo gekozen, dat de onderlinge afstanden tussen de stations zo goed mogelijk overeenstemmen met de 'afstanden' tussen hun levensgemeenschappen die eerder zijn berekend. In de zogenaamde *stress waarde* wordt aangegeven in welke mate dit is gelukt; hoe hoger de stress, hoe gebrekiger de voorstelling. De eenheden op de assen van deze grafiek zijn relatief, en hebben noch een absolute betekenis, noch een fysische dimensie.

De nMDS voorstelling helpt een visueel beeld te scheppen van veranderingen in de levensgemeenschappen, en dus om na te gaan of de proefstorting heeft geleid tot drastische veranderingen. Om dergelijke veranderingen formeel statistisch te testen, is gebruik gemaakt van de ANOSIM analyse. Met ANOSIM wordt een statistiek (R) berekend, die is gebaseerd op een vergelijking van de gemiddelde gelijkenis tussen en binnen groepen van stations. De waarde ervan neemt toe als stations die binnen een groep vallen veel beter op elkaar lijken dan de stations die tot verschillende groepen behoren. Om vast te stellen of de R significant is, wordt een randomiseringstest gebruikt.

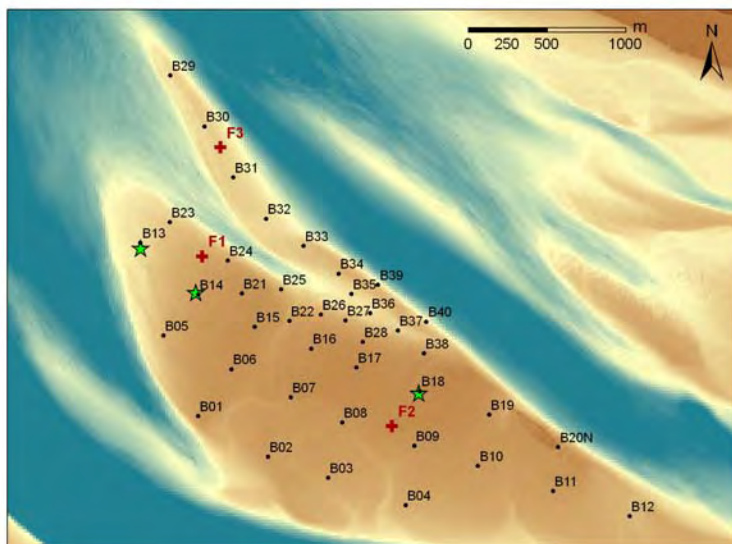
ANOSIM is in deze studie gebruikt voor twee typen vergelijkingen. Ten eerste is getest of de levensgemeenschappen verschillen tussen de gebieden (d.i., controlegebieden en impactgebieden). Ten tweede is getest of het tijdstip van bemonstering (en dus de stort) aanleiding heeft gegeven tot een significante verandering in de levensgemeenschappen. Als er een significant verschil bestaat tussen de groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil. Door soort voor soort aan de analyse te onttrekken, wordt bekeken welke soorten de geobserveerde R statistiek het meest beïnvloeden. Uit de kennis over de biologie van de soorten kan dan worden afgeleid welke factoren de verschillen tussen levensgemeenschappen zouden kunnen verklaren. Deze kwalitatieve interpretatie is tenslotte formeel getoetst door middel van het BIOENV programma. In dit programma wordt door middel van niet-parametrische correlatieanalyse nagegaan in welke mate de

positie van de stations op de nMDS ordinatiegrafiek kan worden verklaard met behulp van de omgevingsvariabelen. BIOENV onderzoekt verschillende combinaties van omgevingsvariabelen en vindt die variabelen die het beste de configuratie van de stations in de nMDS grafiek kunnen verklaren (zie Forster et al., 2006). Alle genoemde programma's zijn beschikbaar in het computerprogramma PRIMER.

4.2. Ecologische monitoring van het intertidaal

4.2.1. Veldmetingen, bemonstering en laboratoriumanalyse

In het intertidale habitat van de plaat van Walsoorden is een ruimtelijke survey uitgevoerd, waarbij 40 monsterpunten in de loop van 2006 zijn gevolgd. Dit net is reeds bemonsterd in de periode april 2004 tot en met september 2005 (Forster et al. 2006). De stations zijn zo gekozen dat een maximale variabiliteit in sedimentsamenstelling wordt bemonsterd. De dichtheid van de stations is het hoogst in het westelijk deel van de plaat, waar de meeste veranderingen als gevolg van de stort worden verwacht (Figuur 5), en de monsterpunten zijn tevens gelegen op raaien. In fase 2 van het project zijn de stations op de volgende dagen bemonsterd: 16-17 mei 2006, 12-15 juni 2006, 4-5 juli 2006, 29-31 augustus 2006, 28-29 september 2006 en 23 en 24 januari 2007.



Figuur 5. Bemonsteringslokaties op de Plaat van Walsoorden. Tevens zijn de drie posities waar frames geplaatst zijn voor hydrodynamische metingen (rode plusjes), en de drie sedimentatie-erosie plotjes (groene sterretjes) aangeduid.

Macrobenthos

Het macrobenthos op de Plaat van Walsoorden is bemonsterd in de lente en herfst van 2006. Door deze keuze van seizoenen zijn de monsters direct vergelijkbaar met de bemonsteringen in het subtidaal, de bemonsteringen uitgevoerd voor de *pilotstudy*, en de bemonsteringen die het NIOO uitvoert voor Rijkswaterstaat in de Deltawateren. Op de 40 lokaties zijn monsters genomen voor macrobenthos volgens protocollen gebruikt voor de biomonitoring van de Westerschelde. Voor het macrobenthos werden drie cores (8 cm diameter, 30 cm diepte) gestoken en samengevoegd. Dit monster werd in het veld gezeefd op een zeef met maaswijdte 1 mm en gefixeerd met formaldehyde voor latere analyse. Een beschrijving van de gebruikte analyse-methode voor het macrobenthos is gegeven in paragraaf 4.1.1.

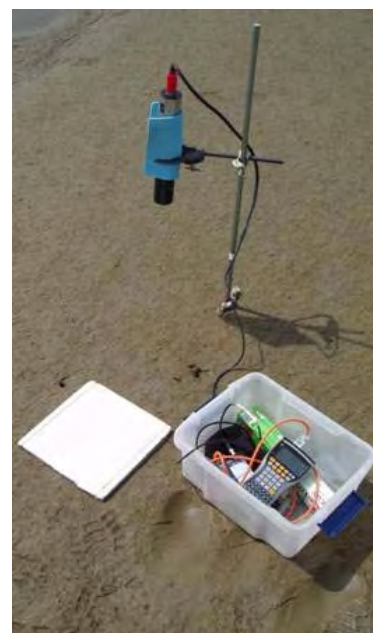
Chlorofyl-a en andere pigmenten

Voor de bepaling van chlorofyl, als maat voor de hoeveelheid benthische algen, werden door NIOO drie sedimentmonsters gestoken van de bovenste 1 cm met een afgezaagde spuit met binnendiameter van ca 1 cm (totaal oppervlak 3.982 cm²). Deze monsters werden direct bevroren en in het donker bewaard en in het laboratorium gevriesdroogd en verder bewaard in een -80°C vriezer tot latere analyse. De pigmenten zijn geëxtraheerd uit ca 1 g gehomogeniseerd materiaal in 10 ml 90% aceton en geanalyseerd met behulp van de reverse-phase High Performance Liquid Chromatography (HPLC) methode. De verkregen spectra zijn vergeleken met standaard spectra; een piek bij 664 nm is gebruikt voor de identificatie van chlorofyl-a.

Daarnaast is door Rijkswaterstaat-RIKZ vanaf 1990 van een aantal punten het chlorofyl-gehalte bepaald met soortgelijke methoden (MOVE data). Deze data zijn door NIOO gebruikt voor het in kaart brengen van de lange-termijn veranderingen in chlorofyl.

Spectrale reflectie en digitale foto's

Reflectiemetingen (metingen van de 'kleur' van het sedimentoppervlak) zijn uitgevoerd met behulp van een draagbare hyperspectrale radiometer (TRIOS Ramses) (Figuur 6) als snelle, alternatieve methode om de hoeveelheid benthische algen vast te stellen in het veld.



Figuur 6. TRIOS Ramses.

Individuele spectra werden gemeten op de 40 vaste stations op een hoogte van 40 cm boven het sedimentoppervlak; per lokatie zijn drie toevallig gekozen metingen uitgevoerd. Voor iedere lokatie zijn de spectra geconverteerd naar reflectie-eenheden (reflectantie), en het gemiddelde reflectantie-spectrum is per lokatie opgeslagen in een database met een waarneming voor ieder 1 nm interval tussen 350 en 900 nm. Van iedere lokatie is daarnaast ook een digitale foto genomen.

Uit de reflectantie-spectra zijn waarden voor de vegetatie-index NDVI bepaald. Deze index is gebaseerd op informatie uit het rode en nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum. Bij de berekening van de NDVI is aangesloten bij de golflengten en bandbreedten zoals die ook vanuit het vliegtuig met de CASI sensor zijn bepaald (paragraaf 4.2.2). Dit betekent dat voor de rode band (CASI band 11, R_{683nm}) een gemiddelde reflectantie uit de RAMSES spectra is berekend over de golflengten 678nm tot en met 689nm, en voor de infrarode band (CASI band 17, R_{866nm}), een gemiddelde reflectantie uit de Ramses spectra is berekend over de golflengten 857nm tot en met 874nm, met voor de NDVI:

$$NDVI_{2006} = (R_{866nm} - R_{683nm}) / (R_{866nm} + R_{683nm})$$

Omdat vegetatie (inclusief macrofyten zoals *Spartina* (Engels slijkgras) *Aster* (Zeeaster) en *Salicornia* (Zeekraal) maar ook het microfytobenthos) energie absorbeert in het rode deel en juist energie afgeeft in het nabij-infrarode deel van het elektromagnetisch spectrum, geeft de NDVI hogere waarden naarmate de biomassa, bedekking of gezondheid van de vegetatie toeneemt (Tucker, 1979).

Korrelgrootteverdeling van het sediment

Sediment werd verzameld tot op een diepte van 5 cm gebruik makend van een afgezaagde spuit met een binnendiameter van 2 cm. Deze monsters werden in het laboratorium gevriesdroogd voor latere korrelgrootteanalyse met behulp van een Malvern *laser particle sizer*. De analysemethode is identiek aan die van de sedimentmonsters genomen in het subtidaal (zie paragraaf 4.1.1.).

Hoogteligging op sedimentatie/erosie-plotjes

De hoogteligging is op drie plaatsen op de plaat gevolgd door middel van een sedimentatie-erosiebar (SEB). Hiermee wordt de hoogte van het oppervlak gemeten ten opzichte van een 3 m lange staaf, die horizontaal is vastgemaakt op een afstand van 50-70 cm boven het sedimentoppervlak. Op iedere lokatie zijn tien metingen uitgevoerd over de

lengte van de staaf, en is een gemiddelde en standaardfout bepaald die representatief wordt gehouden voor de hoogte op die lokatie. De meetreeks is een voortzetting van de door Forster et al. (2006) opgemeten plotjes. De plots zijn in de *pilotstudy* van het project afgelezen op 18-Nov-2004, 14-Dec-2004, 27-Jan-2005, 15-Mar-2005, 8-Jun-2005, 7-Sep-2005, 19-Oct-2005, en in de tweede fase van het project op 13-Jun-2006, 4-Jul-2006, 30-Aug-2006, 28-Sep-2006, en op 23-Jan-2007.

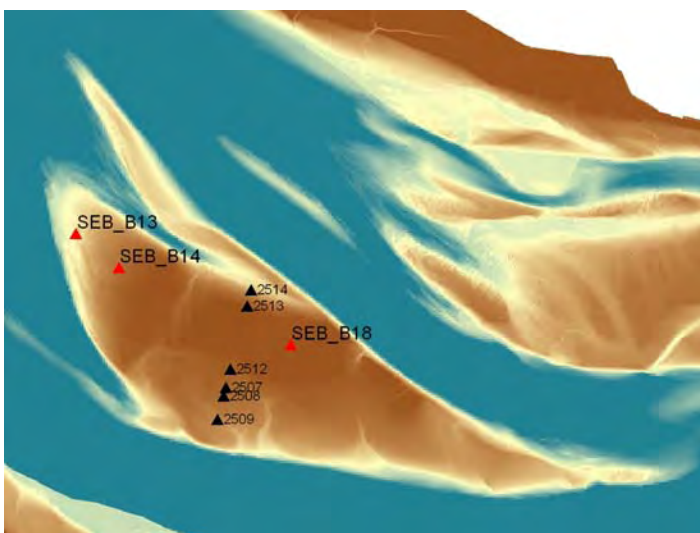
In de tweede fase van het project zijn ook de absolute hoogte en de coördinaten (in RD, m) van de drie sedimentatie-erosie plotjes opgemeten met behulp van een DGPS (ca 10 cm onnauwkeurigheid in de hoogte, en ca 5 cm onnauwkeurigheid in de plaatsbepaling), zodat de SEB metingen voortaan niet meer ten opzichte van de bovenkant van de lat van de SEB (als afstand tot het sediment), maar ten opzichte van NAP kunnen worden uitgedrukt. De coördinaten van de drie plotjes zijn:

B13: X=62232.29 m, Y=378868.81 m, hoogte **bovenkant bar** : -0.38 m NAP

B14: X=62584.11 m, Y=378588,00 m, hoogte **bovenkant bar** : 1.93 m NAP

B18: X=63999.30 m, Y=377950.97 m, hoogte **bovenkant bar** : 2.83 m NAP

Daarnaast is door Rijkswaterstaat vanaf 1989 in het kader van MOVE van een aantal punten de hoogten ingemeten met soortgelijke methoden. Van deze plotjes is een raai uitgekozen die het dichtst bij de stort ligt, om eventuele veranderingen als gevolg van de stort te kunnen signaleren (Figuur 7).



Figuur 7. Ligging van de door NIOO opgemeten sedimentatie-erosieplotjes (rode driehoekjes) en een selectie van de door Rijkswaterstaat-RIKZ opgemeten sedimentatie-erosieplotjes (zwarte driehoekjes).

Hydrodynamische metingen

Op drie plaatsen op de plaat, representatief voor de drie belangrijkste macrobenthos-assemblages, zijn frames geplaatst voor hydrodynamische metingen (Figuur 8), ongeveer parallel met de stroomribbels. Ieder frame bestaat uit vier afzonderlijke opstellingen (van twee buizen met daartussen een horizontale strip) met een onderlinge afstand van 2 m. Aan een opstelling wordt een elektromagnetische stroomsnelheidsmeter (EMF), een hoogfrequente druksensor (voor het meten van golfhoogte) en een OBS troebelheidsmeter (voor het meten van gesuspendeerd materiaal) gehangen, die zijn aangesloten op een autonoom veldmeetstation. De EMF en OBS meters zijn ingezet op een hoogte van respectievelijk 10, 20, 30 en 50 cm hoogte, zodat een vertikaal stroomsnelheidsprofiel kan worden gemeten. De EMF meet stroomsnelheid in x- en y-richting ten opzichte van de overheersende vloedrichting, dat wil zeggen, loodrecht op de stroomribbels. De druksensoren zijn overal op een vingerdikte vanaf de bodem opgehangen. De apparatuur is ingezet gedurende drie opeenvolgende dagen (dezelfde periode in spring-doodtijcyclus), en er is op elke lokatie een periode tussen twee hoogwaters gemeten. De metingen zijn uitgevoerd in de periode 12-15 juni 2006 en herhaald in de periode 28-31 augustus 2006.



Figuur 8. Opstelling voor de hydrodynamische metingen op het centrale deel van de plaat (linksboven), rand van de plaat (rechtsboven) en noordelijke landtong (linksonder) in juni 2006. De foto rechtsonder toont een meetopstelling tijdens inkomend tij in augustus 2006.

4.2.2. Synoptische surveys vanuit een vliegtuig

Door de variatie in sedimenthoogte, sedimentsamenstelling en gehalte aan chlorofyl (indicatie voor bijvoorbeeld benthische algen) bestaan intergetijdengebieden uit een mozaïek van verschillende habitattypen. Afhankelijk van de habitat wordt een verschillend macrobenthos verwacht. Het karteren van habitattypen kan niet zeer gedetailleerd gebeuren op basis van alleen maar traditionele puntbemonstering. Door het gebruik van teledetectie kan een goede schatting van de belangrijkste parameters worden gemaakt met een zeer grote ruimtelijke resolutie en ruimtelijke dekking. In eerdere studies is met behulp van teledetectie-technieken bijvoorbeeld synoptische informatie verzameld over microfytobenthos (Rainey et al., 2003; Combe et al., 2005), en de korrelgrootte van het sediment (Yates et al., 1993; Rainey et al., 2003). Van der Wal et al. (2005) en Van der Wal & Herman (2007) hebben een methode ontwikkeld om uit satellietradarbeelden, en uit een combinatie van radarbeelden en optische beelden de ruimtelijke verdeling van de korrelgrootte van het sediment van de platen in de Westerschelde in de tijd te volgen. Daarnaast zijn methoden ontwikkeld om bijvoorbeeld schorren en slikken kwalitatief te karteren met behulp van vliegtuigteledetectie (Thomson et al., 2003; Thomson et al., 2004). Door veldgegevens en *remote sensing* beelden te combineren, kunnen kaarten worden geproduceerd waarop het chlorofyl-a, vocht, organische stof en slibgehalte van het sediment op getijdenplaten en slikken wordt weergegeven (Deronde et al., 2006). In dit rapport zijn soortgelijke methoden toegepast.

NDVI en habitatklassificatie uit hyperspectrale beelden

Het gebied rond de Plaat van Walsoorden is jaarlijks in kaart gebracht met een geavanceerde hyperspectrale radiometer vanuit een vliegtuig. Zo'n sensor detecteert straling (radiantie) in het zichtbare (optische) en nabij-infrarode deel van het elektromagnetische spectrum. Slib, benthische algen, organisch materiaal en interstitieel water hebben ieder een duidelijk te onderscheiden signatuur in dit deel van het spectrum, en informatie over deze parameters kan daardoor uit de beelden worden afgeleid.

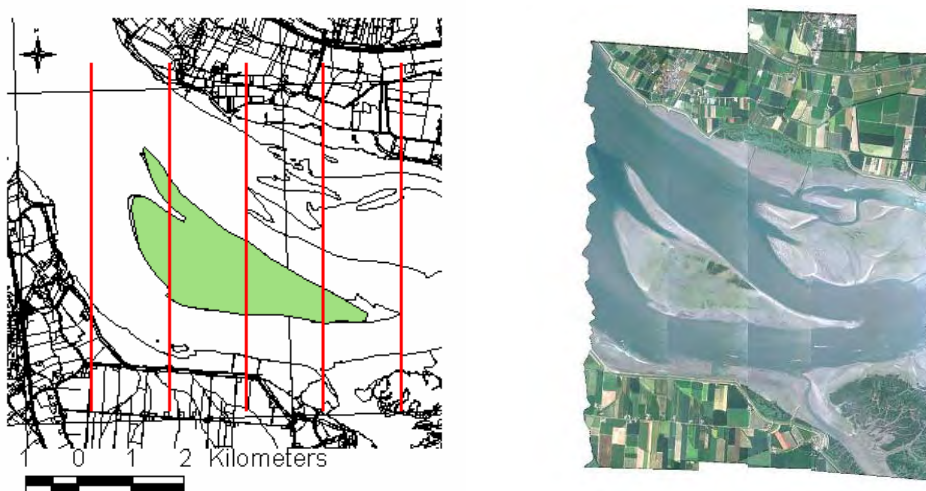
In juni 2004 en juni 2005 werden al vluchten over de Plaat van Walsoorden uitgevoerd. Deze gegevens zijn verwerkt tot habitatkaarten en NDVI kaarten (zie Forster et al., 2006). In verband met seizoensfluctuatie, en om vergelijking met beelden uit 2004 en 2005 mogelijk te maken, is de vlucht in 2006 ook in juni uitgevoerd (Tabel 2). VITO-TAP heeft de hyperspectrale campagne laten uitvoeren, en heeft de beelden bewerkt en geklassificeerd. Het rapport van VITO is op CD-rom bijgeleverd. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten uit dit rapport beschreven.

Tabel 2. Specificaties van de hyperspectrale vluchten

Datum	Sensor	Ruimtelijke resolutie (m)	Vlieghoogte (m AGL)	Golflengte- range (nm)	Projectie	Project
8 juni 2004	Hymap	4		442–2482	UTM/WGS84	BELSPO–TideSed
27 juni 2005	CASI-II (EA)	4		443–960	UTM/WGS84	Walsoorden
30 juni 2006	CASI-III (EA)	1.8	3200 m	442–940	UTM/WGS84	Walsoorden

De hyperspectrale CASI III beelden werden genomen door de UK Environment Agency (EA) op 30 juni 2006. De Plaat van Walsoorden werd tweemaal gevlogen: de eerste reeks beelden werd genomen van 09.30 tot 10.00u UTC (4 vlieglijnen) en de tweede reeks (5 vlieglijnen) van 10.00u tot 10.35u UTC (Figuur 9). Op 30 juni was het rond 11.00 UTC laag water; de tweede reeks sluit daarom het best aan bij het getij.

Om de beelden atmosferisch en geometrisch te corrigeren heeft VITO gebruikt gemaakt van in-house software gebaseerd op Modtran. Waarden voor het horizontaal zicht (20 km) en waterdamp (1.6 cm) zijn afgeleid uit sunphotometer metingen die door VITO genomen zijn tijdens de vliegcampagne, en nadien iteratief zijn aangepast met behulp van spectrale metingen van referentieoppervlakken. Na atmosferische correctie is door VITO een probleem vastgesteld met de spectrale calibratie; rond de zuurstofabsorptiebanden (687 nm en 762 nm) was bijvoorbeeld een duidelijke verschuiving van ca 7 nm zichtbaar. De dataleverancier werd op de hoogte gebracht en voerde de calibratie opnieuw uit. Na enkele maanden werden nieuwe, betere golflengtes geleverd die verder gebruikt zijn voor de klassificatie (Tabel 3). Een gedetailleerd rapport van de UK Environment Agency kan verkregen worden bij VITO (contact: E. Knaeps).



Figuur 9a. Geplande vluchtlijnen over de Plaat van Walsoorden (links) en b. quicklook van het CASI III beeld van 30 juni 2006 (rechts).

Tabel 3. Nieuwe golflengtes en FWHM van het CASI III beeld van 30 juni 2006

Bandnummer	Centrale golflengte (µm)	FWHM (µm)
1	0.442130	0.013420
2	0.492000	0.014760
3	0.512710	0.013660
4	0.531290	0.012000
5	0.560290	0.013820
6	0.604050	0.012580
7	0.621410	0.013460
8	0.648490	0.007440
9	0.666390	0.007900
10	0.674380	0.002700
11	0.682620	0.008320
12	0.696800	0.008700
13	0.707080	0.005980
14	0.719270	0.012360
15	0.756550	0.010200
16	0.777480	0.010720
17	0.865740	0.017120
18	0.943420	0.019460

Het hyperspectrale beeld van 2005 is door VITO opnieuw atmosferisch gecorrigeerd met de in-house software en bewerkt zodat de klassificaties en NDVI kaarten van 2005 en 2006 beter vergeleken kunnen worden.

Voor de verdere bewerking van de beelden werd gebruik gemaakt van ArcView en ENVI 4.2 software. De vlieglijnen van juni 2006 werden samengevoegd tot 1 beeld. De tweede reeks werd verder gebruikt in de klassificatie omdat de kwaliteit iets beter is (minder BRDF en schittering) dan de eerste reeks beelden. Alles wat buiten het studiegebied ligt werd gemaskeerd (gebaseerd op reflectie in de IR-band). Het hyperspectrale beeld van 2006 werd geresampled (nearest neighbour) naar een ruimtelijke resolutie van 4m (zelfde resolutie als het 2005 beeld). Verdere analyses werden zowel op het originele als op het geresamplede beeld uitgevoerd.

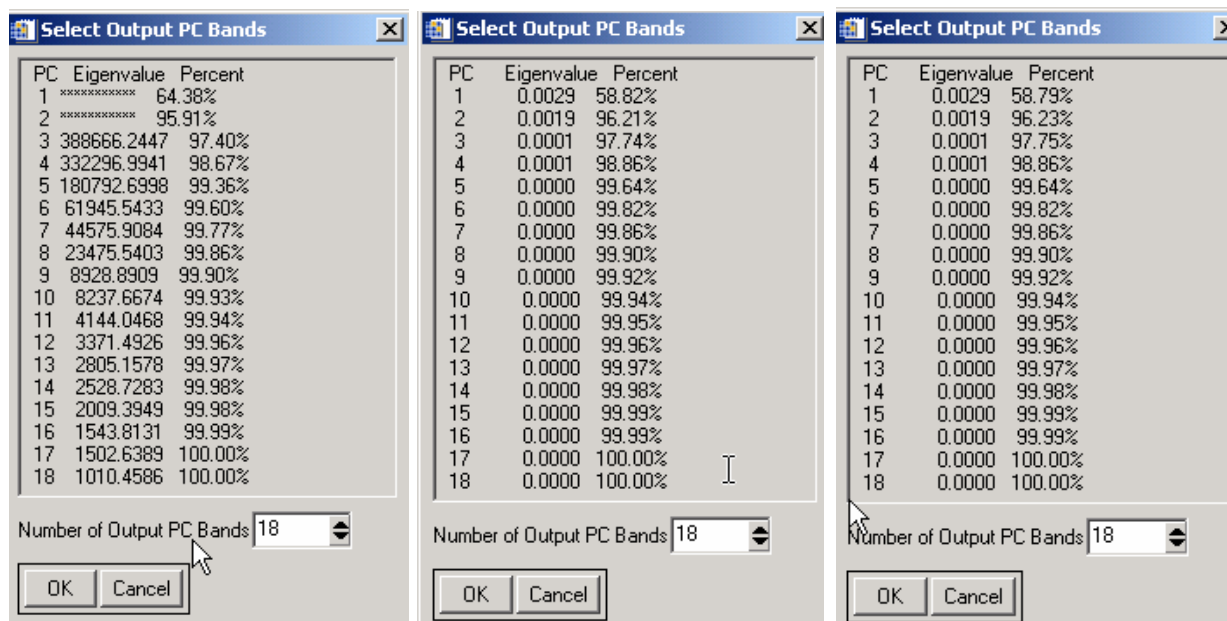
Een kaart van de NDVI in 2006 is berekend uit de CASI banden 11 en 17:

$$NDVI_{2006} = (R_{866nm} - R_{683nm}) / (R_{866nm} + R_{683nm})$$

Voor het CASI beeld van 2005 is de NDVI opnieuw berekend met gelijkaardige golflengten, om de resultaten zo goed mogelijk te kunnen vergelijken:

$$NDVI_{2005} = (R_{865nm} - R_{682nm}) / (R_{865nm} + R_{682nm}).$$

Daarnaast zijn voor de 2005 en 2006 CASI beelden door VITO habitatklassificaties gemaakt, volgens de methode die ook in de *pilotstudy* (Forster et al., 2006) is toegepast. Hierbij werd een principale componentenanalyse (PCA) uitgevoerd. Bij een PCA wordt een nieuwe set van orthogonale assen gecreëerd met oorsprong het gemiddelde van de oorspronkelijke datawolk. De assen worden zo geroteerd dat de variantie maximaal is. De *forward PC rotation* in ENVI gebruikt een lineaire transformatie om deze variantie te maximaliseren. De PC banden die deze procedure oplevert, zijn dan lineaire combinaties van de originele spectrale banden (Richards, 1999). Ze zijn niet gecorreleerd. De eerste component bevat de grootste variantie, de tweede component bevat de tweede grootste datavariantie, enz., zoals weergegeven in Figuur 10.



Figuur 10. PCA statistieken voor het hyperspectrale beeld van 2005 (links) en 2006 (origineel: midden, resampled: rechts).

Een niet-gesuperviseerde klassificatie (ISODATA, 15 iteraties) werd uitgevoerd op de eerste drie principale componenten. De klassificatie voor het beeld van 2005 werd uitgevoerd met 22 klassen. De klassificatie voor het beeld van 2006 werd driemaal uitgevoerd: met 19 klassen, 20 klassen en 22 klassen.

Tijdens de *groundtruthing* campagnes op 4 en 5 juli 2006 werden door het NIOO voor 40 stations reflectiemetingen, korrelgrootteverdeling en volumetrisch vochtgehalte, chlorofyl-a en andere pigmenten bepaald. De exacte lokatie van de meetstations is gekend en met '*ENVI point collection*' kunnen de coördinaten van deze stations op de klassificatie gelegd worden. Zo kan voor elk van deze stations ook de ISODATA klasse, de waarden van PC1/PC2/PC3, de hoogte en de hellingsgraad (uit de laseraltimetrie-data van juli 2006 van Eurosense) bepaald worden.

De klassificaties en NDVI kaarten zijn geïmporteerd in ArcView en er werden NDVI statistieken berekend (gemiddelde NDVI, range, standaarddeviatie etc.) voor elke klasse (Tabel 4-8). Op basis van de gemiddelde NDVI statistieken kon de microfytobenthos (microfytobenthos) klasse en het schor gelokaliseerd worden en een verdere opdeling gemaakt worden in zeer hoge ($NDVI > 30$), hoge ($25 < NDVI < 30$) en matige concentratie microfytobenthos ($20 < NDVI < 25$). Op basis van de ruimtelijke spreiding en ligging van de klasse en de andere gegevens werden de andere klassen bepaald. De 7 nieuwe klassen zijn: vochtige gebieden, matige concentratie microfytobenthos, hoge concentratie microfytobenthos, zeer hoge concentratie microfytobenthos, schor, fijn zand en zand. Ook voor 2005 werd de klassificatie herhaald.

Daarnaast is door VITO een gevoeligheidsanalyse van de klassificatie van het beeld van 2006 uitgevoerd. Wanneer de klassificaties van het beeld van 2006 met 19, 20 en 22 klassen vergeleken worden, blijkt dat de klassen 'vochtige gebieden', 'schor', 'fijn zand' en 'zand' telkens op dezelfde plaatsen voorkomen. Ook de microfytobenthos klasse wordt telkens goed gelokaliseerd, enkel de onderverdelingen in 'matig', 'hoog' en 'zeer hoog' is anders. Dit is te wijten aan de manier waarop de klassificatie gebeurt: de pixels worden ingedeeld op basis van hun PCA 1/2/3 waarde en niet op basis van hun NDVI waarde. Om de microfytobenthos klasse door de jaren heen te bestuderen is het dan ook aangewezen om de NDVI beelden te gebruiken en niet de klassificaties.

Tabel 4. NDVI statistieken voor het beeld van 2005. Value geeft de ISODATA klasse weer.

Stats of NDVI05 Within Zones of Classif05												
Value	Count	Area	Min	Max	Range	Mean	Std	Sum	Variety	Majority	Minority	Median
1	3934	62944.0000	46	83	37	61.6256	7.4027	242435.0000	38	55	83	62
2	15482	247712.0000	23	54	31	34.2027	5.4241	529526.0000	32	32	54	33
3	9274	148384.0000	0	45	45	21.1720	4.7681	196349.0000	39	24	0	22
4	21425	342900.0000	23	40	17	30.8602	2.4590	661179.0000	18	30	40	31
5	6960	111360.0000	28	52	24	37.2394	4.1627	259186.0000	25	38	52	37
6	17902	286432.0000	18	36	18	25.1213	2.7682	449722.0000	18	25	34	25
7	18203	291248.0000	15	30	15	22.8012	2.5330	415050.0000	16	23	30	23
8	9167	146672.0000	9	38	29	22.1453	3.1445	203006.0000	27	20	9	21
9	12417	198672.0000	0	23	23	11.1488	2.8477	138435.0000	23	12	21	11
10	25451	407216.0000	8	24	16	16.2345	2.6524	413184.0000	17	16	8	16
11	8025	128400.0000	0	19	19	5.9489	4.3558	47740.0000	20	0	18	6
12	13475	215600.0000	0	14	14	4.2054	2.9855	56668.0000	15	0	14	4
13	26897	430352.0000	0	19	19	8.5357	2.4751	229585.0000	20	9	18	9
14	31304	500964.0000	0	17	17	9.3452	2.0483	292541.0000	18	9	17	9
15	24755	396080.0000	9	21	12	14.4595	1.7896	357946.0000	13	14	9	14
16	26762	428192.0000	0	23	23	10.8734	2.6819	290995.0000	24	10	23	11
17	18415	294640.0000	0	31	31	9.3609	2.9164	172381.0000	32	9	27	9
18	23393	374288.0000	0	17	17	9.0163	2.4511	210918.0000	18	9	17	9
19	12005	192080.0000	0	5	5	0.0012	0.0555	15.0000	4	0	2	0
20	6930	110880.0000	0	1	1	0.0001	0.0120	1.0000	2	0	1	0
21	9388	150208.0000	0	30	30	8.4017	2.8338	78875.0000	31	8	25	8
22	351	5616.0000	0	16	16	5.0028	3.6527	1756.0000	17	0	14	5
255	725293	11604688.0000	0	34	34	0.0035	0.1640	2511.0000	22	0	13	0

Tabel 5. NDVI statistieken voor het beeld van 2006. Value geeft de ISODATA klasse weer.

Stats of Ndv06 Within Zones of Classif06												
Value	Count	Area	Min	Max	Range	Mean	Std	Sum	Variety	Majority	Minority	Median
0	3811212	13432096.0000	0	19	19	0.0007	0.0673	2719.0000	19	0	14	0
1	25537	90001.6641	14	75	61	56.3019	7.0869	1437782.0000	61	63	14	57
2	61423	216476.9688	4	67	63	31.3195	4.7867	1923737.0000	62	29	5	31
3	77520	273208.6250	1	69	68	24.4368	3.3915	1894338.0000	63	24	1	24
4	95426	336315.8750	0	54	54	22.1167	3.4596	2110507.0000	52	21	48	22
5	29768	104913.2422	1	64	63	35.5605	7.1228	1058565.0000	61	38	1	36
6	103865	366058.0000	0	54	54	16.6206	3.6273	1726302.0000	48	15	42	16
7	128760	453797.0000	0	54	54	14.7284	2.7023	1896424.0000	44	14	35	15
8	55829	196761.6719	0	50	50	10.6818	4.8898	596356.0000	43	9	39	10
9	65876	232170.9531	0	27	27	0.1255	0.8439	8266.0000	23	0	15	0
10	48365	170455.8281	0	25	25	1.5849	2.5105	76653.0000	23	0	20	0
11	143560	505957.5938	0	38	38	7.8399	2.6430	1125490.0000	32	8	27	8
12	135407	477223.4688	0	42	42	7.6947	2.3272	1041912.0000	25	8	27	8
13	168638	594341.5625	0	34	34	9.0629	1.7774	1528357.0000	28	8	26	9
14	66987	236086.5156	0	64	64	16.5935	3.1322	1111548.0000	59	15	43	16
15	59363	209216.7813	0	14	14	5.3099	2.1242	315212.0000	15	6	13	6
16	125469	442198.3438	0	58	58	7.9142	1.9901	992992.0000	38	7	28	8
17	83224	293311.5938	0	50	50	7.4666	2.1543	621401.0000	37	7	32	7
18	51266	180680.0000	0	59	59	7.5748	1.9336	388328.0000	44	8	35	8
19	12499	44051.0156	0	55	55	7.7282	3.1795	96595.0000	31	8	19	8

Tabel 6. NDVI statistieken voor het beeld van 2006, 22 klassen. Value geeft de ISODATA klasse weer.

Value	Count	Area	Min	Max	Range	Mean	Std	Sum	Variety	Majority	Minority	Median
0	3811212	13432096.000	0	19	19	0.0007	0.0673	2719.0000	19	0	14	0
1	22960	80919.3828	14	75	61	57.1335	6.8907	1311785.0000	62	63	14	58
2	35470	125009.1641	1	64	63	37.8749	6.7485	1343423.0000	62	36	1	37
3	89283	314665.7188	2	67	65	29.0023	4.1456	2589409.0000	63	28	65	28
4	65305	230158.5469	0	69	69	22.1830	3.1890	1448658.0000	63	23	54	22
5	93866	330817.8750	0	55	55	21.7776	3.3986	2044176.0000	53	21	49	22
6	58368	205710.0313	0	55	55	18.2002	4.8651	1062310.0000	51	15	46	17
7	104089	366847.4375	0	45	45	15.0069	2.6742	1562048.0000	43	15	40	15
8	91319	321841.3125	0	54	54	14.7655	2.7144	1348368.0000	42	15	54	15
9	42300	149080.5625	0	41	41	5.7771	5.2067	244370.0000	39	0	35	5
10	44590	157151.3594	0	25	25	0.0926	0.7157	4127.0000	19	0	17	0
11	26717	94160.4141	0	9	9	0.0722	0.5454	1929.0000	10	0	9	0
12	103397	364408.5938	0	41	41	8.0086	2.6057	828066.0000	34	8	29	8
13	32663	115116.2734	0	19	19	1.8929	2.3172	61827.0000	20	0	15	1
14	121449	428030.4063	0	42	42	8.0634	2.3932	979297.0000	32	8	23	8
15	146397	515956.2188	0	28	28	8.0476	2.0606	1178144.0000	26	8	22	8
16	58701	206883.6406	0	63	63	14.7472	2.6332	865677.0000	53	13	1	14
17	132320	466343.7500	0	29	29	8.4085	1.4847	1112610.0000	24	8	23	8
18	46317	163237.9375	0	12	12	5.0470	2.0011	233760.0000	13	6	12	5
19	94330	332453.1875	0	58	58	8.0661	1.9701	760877.0000	38	7	30	8
20	69800	246000.5625	0	50	50	7.4546	2.0791	520328.0000	38	8	31	7
21	47378	166977.2813	0	59	59	7.5703	1.9237	358666.0000	44	8	35	8
22	11763	41457.0859	0	55	55	7.7285	3.2223	90910.0000	31	8	19	8

Tabel 7. NDVI statistieken voor het beeld van 2006, 20 klassen. Value geeft de ISODATA klasse weer.

Value	Count	Area	Min	Max	Range	Mean	Std	Sum	Variety	Majority	Minority	Median
0	3811212	13432096.000	0	19	19	0.0007	0.0673	2719.0000	19	0	14	0
1	24482	86283.4609	14	75	61	56.6419	6.9906	1386706.0000	61	63	14	57
2	61244	215846.1094	2	67	65	31.3764	4.6919	1921615.0000	63	29	2	31
3	70301	247766.2656	1	69	68	23.8742	3.4408	1678383.0000	65	23	1	24
4	93792	330557.0625	0	55	55	23.1045	3.4392	2167017.0000	53	22	49	23
5	29466	103848.8906	1	64	63	36.5477	7.1746	1076914.0000	61	38	1	37
6	112896	397886.5000	0	54	54	16.5567	3.4977	1869187.0000	46	16	43	16
7	116545	410746.9063	0	54	54	15.1687	2.7368	1767838.0000	45	15	40	15
8	56981	200821.7500	0	53	53	13.6272	4.8908	776489.0000	46	10	40	13
9	36824	129781.1484	0	37	37	2.2218	3.4700	81817.0000	34	0	31	0
10	48725	171724.5938	0	19	19	0.0656	0.5926	3196.0000	18	0	11	0
11	124384	438374.4063	0	41	41	6.9589	3.0740	865576.0000	33	7	30	7
12	21113	74409.8828	0	11	11	0.0924	0.6080	1950.0000	10	0	11	0
13	144043	507659.8438	0	42	42	7.7753	2.6441	1119974.0000	30	8	23	8
14	147501	519847.0938	0	34	34	9.3903	1.8494	1385079.0000	30	9	26	9
15	60931	214742.9844	0	63	63	16.0460	3.0579	977699.0000	56	15	5	16
16	121329	427607.4688	0	29	29	6.6709	1.9022	809372.0000	19	8	15	7
17	122692	432411.1875	0	58	58	7.8899	2.0585	968027.0000	35	7	23	8
18	81961	288860.3438	0	50	50	7.4478	2.1507	610433.0000	36	7	35	7
19	51089	180056.1875	0	59	59	7.5762	1.9345	387063.0000	44	8	35	8
20	12483	43994.6250	0	55	55	7.7249	3.1593	96430.0000	31	8	19	8

Tabel 8. NDVI statistieken voor het beeld van 2006 resampled. Value geeft de ISODATA klasse weer.

Stats of Ndv064by4 Within Zones of Classif064by4												
Value	Count	Area	Min	Max	Range	Mean	Std	Sum	Variety	Majority	Minority	Median
0	839136	13426176.000	0	15	15	0.0002	0.0383	186.0000	12	0	6	0
1	5755	92080.0000	44	75	31	56.7807	6.0214	326773.0000	32	63	74	57
2	9730	155680.0000	28	49	21	36.2467	4.4290	352680.0000	22	32	49	35
3	17382	278112.0000	18	51	33	25.8954	3.1657	450113.0000	31	24	46	26
4	19349	309584.0000	18	34	16	24.6389	2.9723	476739.0000	17	22	34	24
5	5707	91312.0000	13	47	34	27.2791	5.5617	155682.0000	34	24	15	26
6	24366	389856.0000	8	23	15	16.8655	2.1972	410945.0000	16	16	8	17
7	24679	394864.0000	6	24	18	16.1024	2.5343	397390.0000	19	15	7	16
8	13050	208800.0000	0	21	21	8.6068	4.2323	112319.0000	22	9	21	9
9	12186	194976.0000	0	16	16	0.0091	0.2641	111.0000	10	0	7	0
10	8484	135744.0000	0	4	4	0.0408	0.2677	346.0000	5	0	4	0
11	30004	480064.0000	0	14	14	6.8092	2.6377	204302.0000	15	8	14	7
12	26115	417840.0000	4	16	12	10.4055	1.8587	271740.0000	13	9	4	10
13	21588	345408.0000	0	11	11	5.9582	1.9853	128625.0000	12	7	11	6
14	37030	592480.0000	4	16	12	9.3066	1.7991	344622.0000	13	8	4	9
15	13644	218304.0000	9	31	22	16.9280	2.8067	230966.0000	22	15	31	16
16	27335	437360.0000	0	12	12	6.9185	1.5938	189118.0000	13	7	12	7
17	10958	175328.0000	5	27	22	10.0840	1.9570	110500.0000	21	9	5	10
18	17060	272960.0000	0	14	14	7.0451	1.7665	120190.0000	15	7	14	7
19	11591	185456.0000	0	35	35	7.5970	1.9180	88057.0000	33	8	27	8
20	2915	46640.0000	0	51	51	7.6178	3.0655	22206.0000	25	8	18	8

Bij de verdere analyse heeft NIOO gebruikt gemaakt van de klassificatie van 2004 zoals bewerkt door Forster et al. (2006) en de klassificaties van VITO voor 2005 en 2006 (geresampled tot 4 m). Omdat de klassificatie van 2004 eenmaal was gefilterd (3 bij 3 venster, *majority* filter), is dit door NIOO ook voor de kaarten van juni 2005 en juni 2006 gedaan. De kaarten zijn vervolgens gesuperponeerd op de laseraltimetrie kaarten.

Om aan te sluiten bij de NDVI kaarten van VITO, is uit het HyMap beeld van 2004 door NIOO een nieuwe NDVI kaart berekend, gebaseerd op HyMap banden 17 en 29:

$$NDVI_{2004} = (R_{862nm} - R_{680nm}) / (R_{862nm} + R_{680nm})$$

Tenslotte zijn de waarden van de NDVI voor 2005 en 2006 door 100 gedeeld, om aan te sluiten bij de eenheden die voor de in-situ radiometer-metingen zijn gebruikt.

Sedimentklassificatie uit synergie van hyperspectrale en radar remote sensing

Als aanvulling op de habitatklassificatie is door NIOO een sedimentklassificatie uitgevoerd voor juni 2006. Deze is gebaseerd op een ERS SAR (satelliet)radarbeeld van de European Space Agency (contact: D. van der Wal) van 17 mei 2006 en het hyperspectrale CASI III beeld van 30 juni 2006. De klassificatie berust op het feit dat (onafhankelijke) informatie uit zowel het microgolfgebied en zichtbare en infrarode bereik van het elektromagnetische spectrum gebruikt kan worden voor het discrimineren van sedimenttypen. Hierbij geeft radar met name informatie over bodemruwheid en dus indirect

over de bodemsamenstelling, omdat zandige oppervlakken veelal een duidelijk ribbelpatroon te zien geven, terwijl het oppervlak van slibrijk, cohesief materiaal veelal vlak is (Van der Wal et al., 2005). Optische en infrarode *remote sensing* beelden geven met name informatie over het vochtgehalte van de bodem, dat goed gecorreleerd is met de sedimentsamenstelling, en over de vegetatie (Van der Wal & Herman, 2007).

De beelden zijn bewerkt zoals beschreven in Van der Wal & Herman (2007). Voor elk van de 40 intertidale stations is uit de beelden een backscattering coëfficiënt (in dB) uit het radarbeeld geëxtraheerd, en zijn de reflectanties van de 18 banden van het hyperspectrale beeld bepaald. Vervolgens is een *stepwise backward multiple regression* uitgevoerd, waarin de mediane korrelgrootte van het op 4 en 5 juli 2006 bemonsterde sediment is uitgezet als functie van de indices uit de beelden. Deze regressievergelijking is vervolgens toegepast op de twee beelden met behulp van de modelfunctionaliteit in Erdas Imagine Professional, zodat een voorspelling van de mediane korrelgrootte van het sediment voor iedere pixel in de beelden is verkregen. Op deze sedimentkaart zijn de gebieden met een zeer hoge NDVI gemaskeerd, omdat van deze gebieden (de schorren) geen sedimentkarakteristiek kan worden bepaald.

Hoogteligging uit laseraltimetrie-data

In 2001 en 2004 werd door de Adviesdienst Geo-informatie en ICT van Rijkswaterstaat (Rijkswaterstaat-AGI) de hoogte van de intertidale gebieden in het Westerschelde estuarium gemeten met behulp van laseraltimetrie. De bestanden werden door Rijkswaterstaat Meetinformatiedienst in Vlissingen (contact: Edwin Paree) aangeleverd tijdens de *pilotstudy*. In juni 2005 en juni 2006 werd door Eurosense (contact: Erwin Leys) met behulp van laseraltimetrie de hoogte van de intertidale gebieden op de Plaat van Walsoorden gemeten (Tabel 9). De bestanden werden door het NIOO geconverteerd naar ArcGIS grid bestanden voor een vergelijking met *remote sensing* beelden. Daarbij werden alle data geconverteerd naar een UTM (31N)/WGS84 projectie, en werden de hoogten uitgedrukt in m NAP.

Tabel 9. Specificaties van de laseraltimetrie-data

Jaar	Ruimtelijke resolutie (m)	Vertikale datum	Originele datum	Projectie	Originele projectie	Bron
2001	5	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2004	2	m NAP	m NAP	UTM/WGS84	RD	Rijkswaterstaat
2005	1	m NAP	m GLLW	UTM/WGS84	UTM/WGS84	Eurosense
2006	1	m NAP	m GLLW	UTM/WGS84	UTM/WGS84	Eurosense

4.2.3. Statistische analyse van het macrobenthos

ANOVA analyse van univariate data

Per monster zijn de totale biomassa van alle soorten, totale dichtheid van alle soorten, en aantal soorten per monster bepaald. Door middel van een variantie-analyse (ANOVA, uitgevoerd met behulp van het statistische softwarepakket R) is getoetst of deze waarden afhankelijk zijn van het habitatype, van seizoen (voorjaar versus najaar) en van jaar. Eventuele verschillen tussen jaren kunnen een indicatie zijn van een effect van het storten op het macrobenthos. Om de homogeniteit van varianties te garanderen zijn biomassa en totale dichtheid logaritmisch getransformeerd (met natuurlijke logaritmen) voor de analyse. Een soortgelijke toets is ook uitgevoerd om de verandering in mediane korrelgrootte en slibgehalte te toetsen, en om verschillen in korrelgrootteverdeling tussen de habitats en tussen de seizoenen te onderzoeken.

Regressie-analyse van univariate data

Een regressie-analyse is uitgevoerd op de macrobenthosdata en omgevingsfactoren (mediane korrelgrootte van het sediment, slibgehalte, hoogteligging uit laseraltimetrie en de NDVI uit de hyperspectrale vluchtdata) om de respons van het macrobenthos op de omgeving te kwantificeren. De methode is identiek aan de responscurven die voor het subtidaal zijn toegepast (zie paragraaf 4.1.2.).

Multivariate analyses

De multivariate analyse die voor het subtidaal is gebruikt, is ook voor het intertidaal toegepast (zie paragraaf 4.1.2). In de analyse is gebruik gemaakt van nMDS, ANOSIM, SIMPER en BIOENV in het softwareprogramma PRIMER. Ten eerste is getest of de levensgemeenschappen verschillen in de verschillende habitattypen in het intertidaal. Ten tweede is getest of het tijdstip van bemonstering (en dus de stort) aanleiding heeft gegeven tot een significante verandering in de levensgemeenschappen. Wanneer de ANOSIM analyse wijst op een significant verschil tussen groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil. Met BIOENV is tenslotte formeel getoetst welke omgevingsfactoren hebben bijgedragen aan het verschil.

5. Resultaten

5.1. Ecologische monitoring van het subtidaal

5.1.1. Inleiding

Mogelijke effecten van de ingreep kunnen onder andere worden verwacht in de stortgebieden. In de *pilotstudy* (Forster et al., 2006) zijn monsters van voor de stort van 2004 vergeleken met die van na de stort, om mogelijke effecten van de stort in zowel het macrobenthos als de korrelgrootteverdeling van het sediment te kwantificeren. Hieruit blijkt dat de korrelgrootteverdeling van het sediment na de stort in december 2004 is veranderd: met name het percentage slib was significant verlaagd. De verschillen zijn geweten aan het feit dat zand is gestort met een andere korrelgrootte dan oorspronkelijk aanwezig was. Een vergelijking van het macrobenthos voor en na de stort liet zien dat het macrobenthos zeer arm was, zowel voor als na de storting. Er werden, na de stort, geen significante veranderingen waargenomen in aantal soorten, dichtheden, of samenstelling. Hieruit is afgeleid dat de experimentele stort in december 2004 geen aanwijsbare gevolgen had voor het macrobenthos. In fase 2 van de ecologische monitoring is gekeken of de trends zich hebben voortgezet, en is geprobeerd een analyse te maken van het effect van de nieuwe stort, begin 2006, op zowel de korrelgrootteverdeling van het sediment als op het macrobenthos. Omdat de T0 situatie van de nieuwe stort niet is bemonsterd, is hiervoor een kwalitatieve aanpak gevolgd. Overigens is gebleken dat tijdens de bemonstering in 2006 wederom sediment is gestort in de Schaar van Waarde. In week 35 tot en met 51 van 2006 is 770 099 m³ sediment gestort, grotendeels in het nieuwe proefvak (I2). Dit betekent dat gestort is tijdens de augustusbemonstering van het sediment en macrobenthos.

5.1.2. Veldmetingen en bemonstering

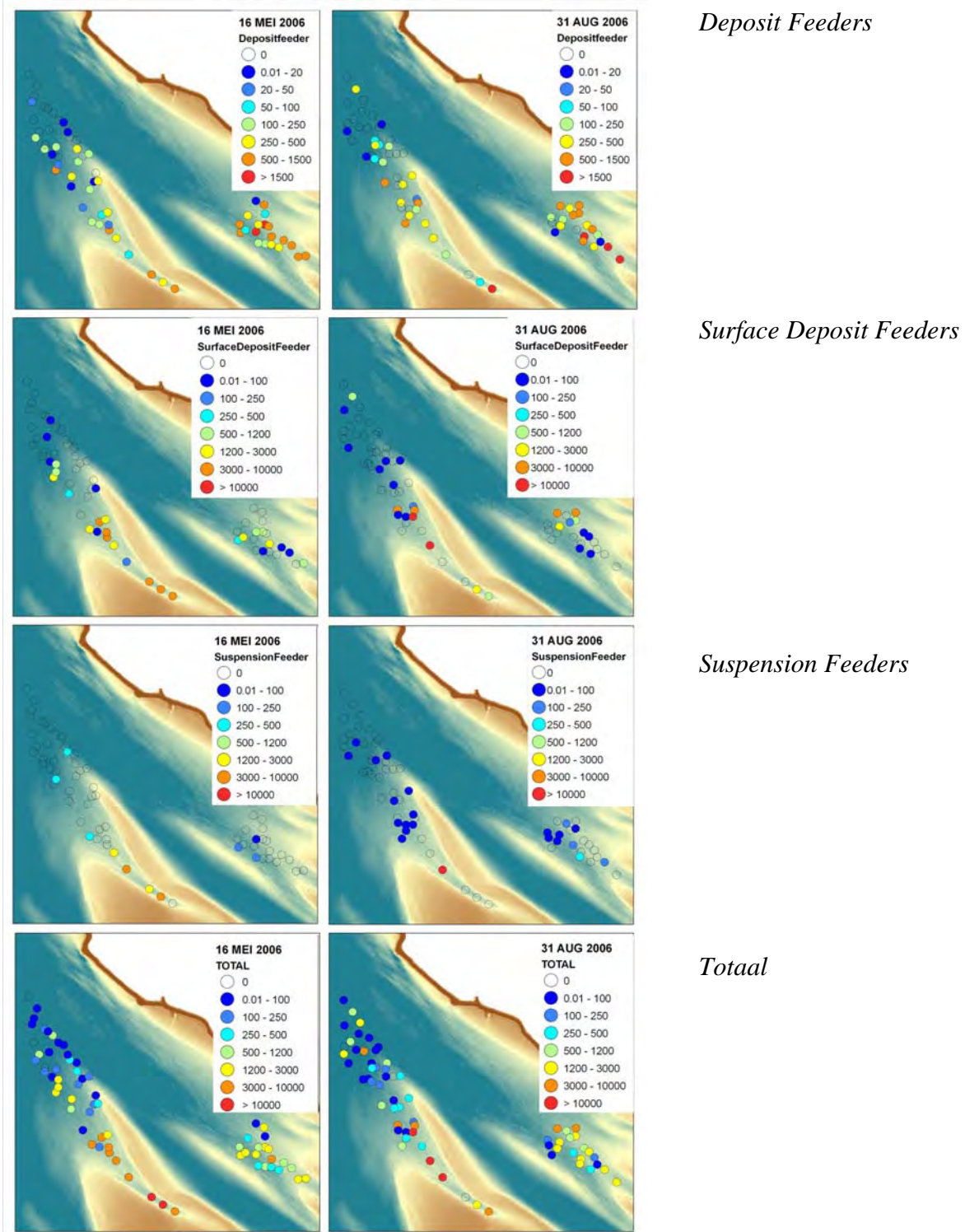
Macrobenthos

Figuur 11 geeft een overzicht van de ruimtelijke verdeling van de totale biomassa van het bemonsterde macrobenthos in 2006. Over het algemeen is de biomassa in het subtidaal laag (Appendix I). *Deposit feeders* hebben het grootste aandeel in de biomassa, de *surface deposit feeders* en *suspension feeders* komen met name voor in de ondiepere delen. In het gebied ten noordwesten van de plaat is een gradiënt te zien van hoge totale biomassa's in de geul bij de plaat (gemiddeld ca 14000 mg/m², gebied G) tot lagere biomassa's in het impactgebied van 2004 (2200 mg/m², gebied I1), en nog lagere biomassa's in het impactgebied van 2006 (500 mg/m², gebied I2). De biomassa's in de controlegebieden liggen hier tussenin (gemiddeld 1100 mg/m² voor gebied C1). Voor de dichtheid en de soortenrijkdom werden overeenkomstige verschillen gevonden. Zo werden voor gebied I2 gemiddeld 1.5 soorten gevonden, en voor gebied G gemiddeld 3.7.

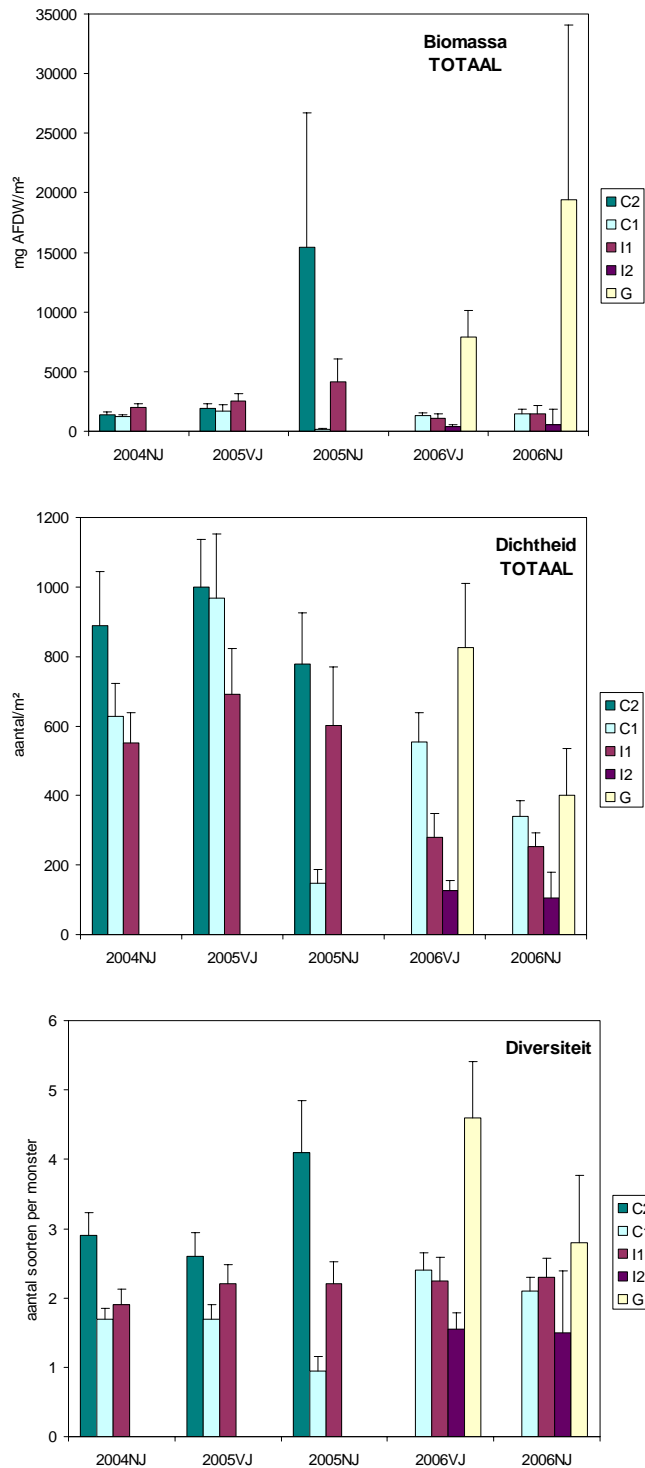
De verschillen worden bevestigd in de tijdreeksgrafieken (Figuur 12). De hoge biomassa (en standaardfout) in het gebied C2 in het najaar van 2005 is veroorzaakt door een aantal oesters in een monster. Een ANOVA-analyse wijst uit dat er een significante verandering in biomassa is opgetreden in gebied I1 (P<5%); uit Figuur 12 blijkt dat het hier om een afname in biomassa gaat. Ook voor C1 is een dergelijke significante verandering geobserveerd, zowel voor de biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos.

Voor de kenmerkende soorten macrobenthos (Figuur 13) geldt dat in I2 de biomassa's (en dichtheden) van *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) en *Macoma balthica* (Nonnetje) lager zijn dan in de andere gebieden. De biomassa's (en dichtheden) van bijvoorbeeld *Nephtys cirrosa* (Zandzager) en *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) soorten die kenmerkend zijn voor zandig, dynamisch substraat, zijn in I2 juist hoger dan in de andere gebieden.

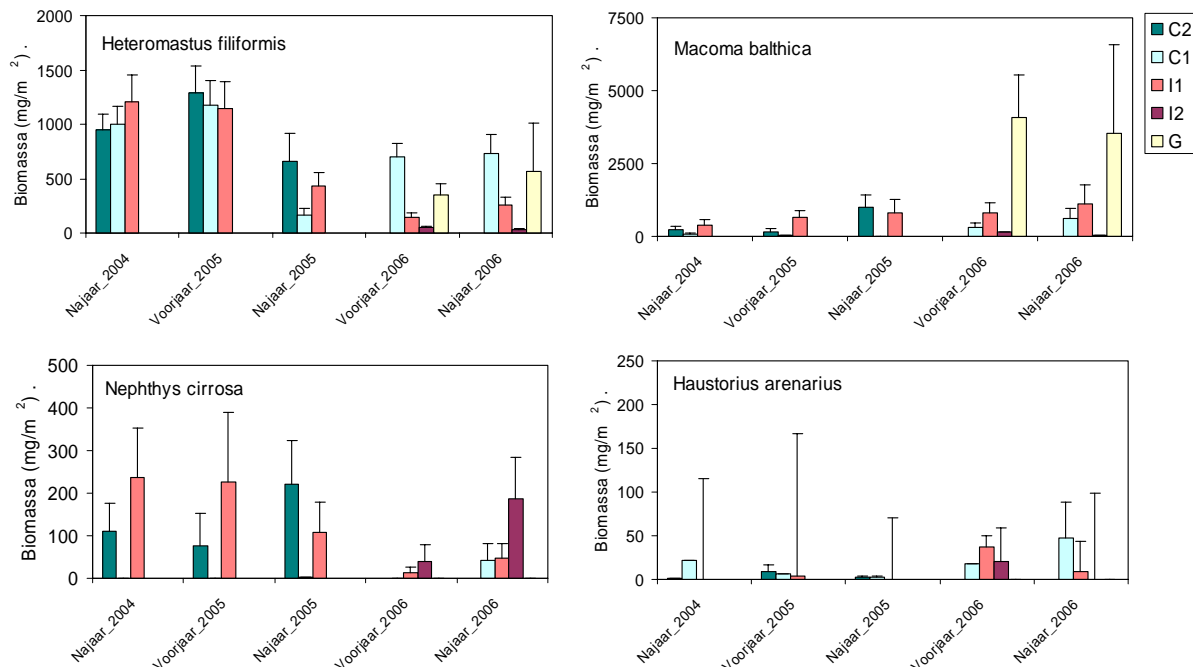
Er zijn ook veranderingen in de tijd te zien (Figuur 13). Met name voor gebied I1 vinden we een afname van *Heteromastus filiformis* (maar ook van *Nephtys cirrosa*), en een lichte toename van *Haustorius arenarius*, wat kan duiden op een verhoogde dynamiek (en/of meer zandig substraat) in dit gebied.



Figuur 11. Ruimtelijke verdeling van de biomassa (in mg/m^2) van de trofische groepen *Deposit Feeders*, *Surface Deposit Feeders*, *Suspension Feeders* en totale biomassa van het macrobenthos in het subtidaal, mei (links) en augustus (rechts) 2006.



Figuur 12. Biomassa, dichtheid en diversiteit van het macrobenthos in het subtidaal. I1 is het oude stortgebied en nieuwe controlegebied, I2 is het nieuwe stortgebied, G zijn de monsters in de geul, C1 is het controle gebied net ten westen van de Plaat van Valkenisse, en C2 is het oude controlegebied nabij Waarde.

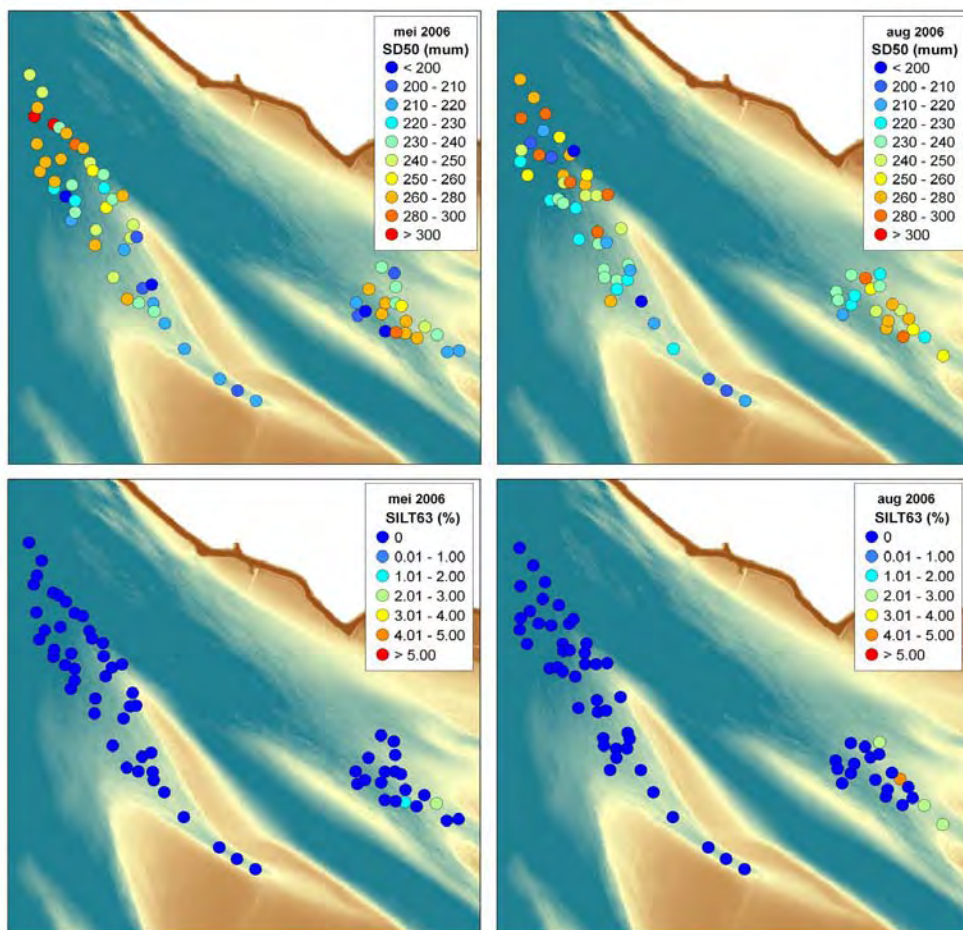


Figuur 13. Biomassa van een aantal karakteristieke soorten macrobenthos in het subtidaal.

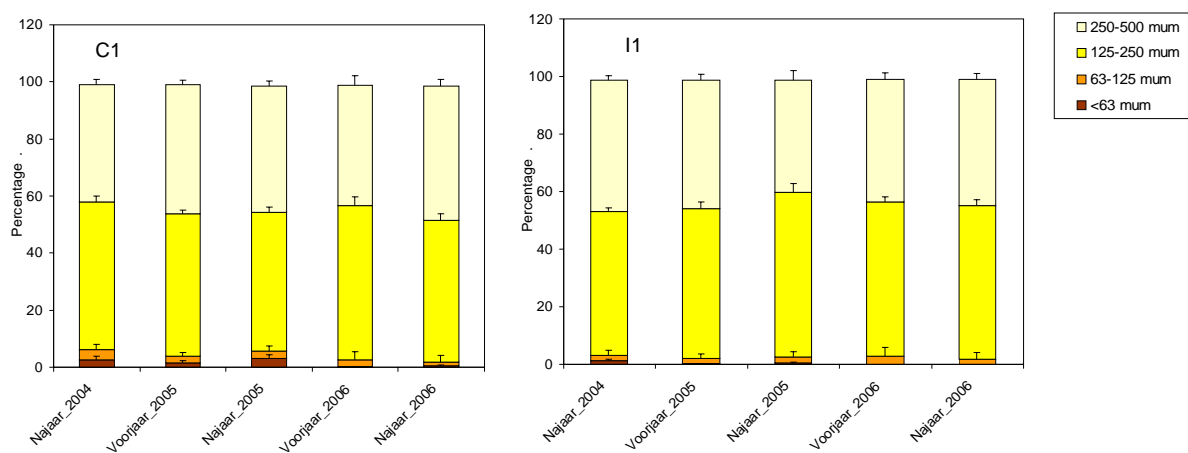
Korrelgrootteverdeling van het sediment

Het bemonsterde sediment in het subtidaal bestaat voornamelijk uit de fracties 125-250 μm en 250-500 μm . De mediane korrelgrootte (SD50) laat eenzelfde trend zien als het macrobenthos (Figuur 14 en 16). Er is een gradiënt in korrelgrootte van zand (SD50 gemiddeld 214 μm) in de geul bij de Plaat van Walsoorden tot zeer grof zand (SD50 gemiddeld 253 μm) in het impactgebied van 2006, met intermediaire waarden in het controlegebied ten westen van de platen van Valkenisse. De kaart van het slibgehalte geeft dit patroon niet weer; slib is in het subtidaal in zowel de controle- als de impactgebieden vrijwel afwezig (Figuur 14-17).

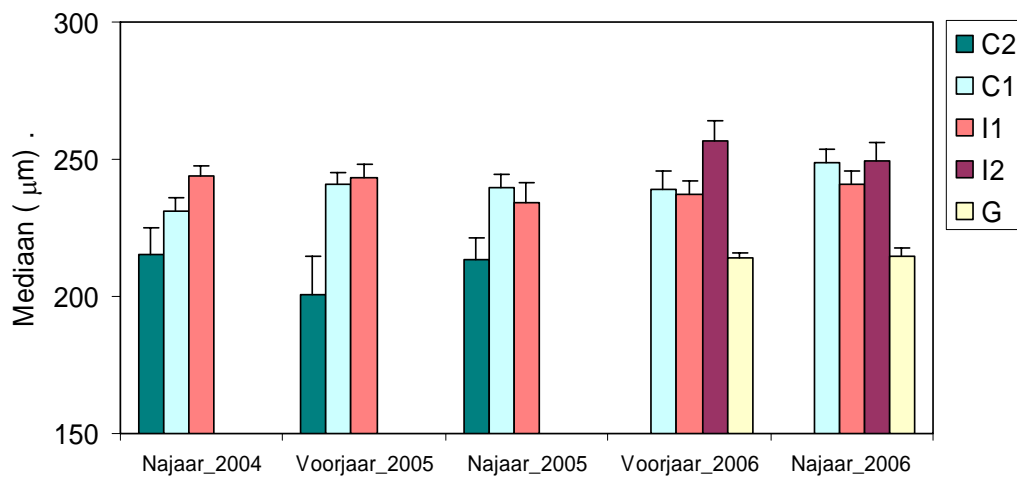
Uit Figuur 15 is af te lezen dat het slibgehalte in gebied C1 en I1 wel is afgenomen in 2006, ten opzichte van 2004 en 2005. Een ANOVA-analyse van het macrobenthos en het sediment, waarbij jaar, seizoen en de interactie hiertussen in beschouwing is genomen, toont een significante verandering in slibgehalte inderdaad is opgetreden voor C1 ($P < 5\%$) en voor I1 ($P < 1\%$). Voor I1 kwam dit al naar voren in de *pilotstudy* voor de periode voor en na de stort. Het lijkt erop alsof deze ontwikkeling naar een iets zandiger substraat nog verder is gegaan. Voor de nieuwe stort (I2) kan deze analyse niet worden uitgevoerd, omdat geen bemonstering is uitgevoerd voorafgaand aan de stort, en er slechts tweemaal is gemeten. Wel is te zien dat het slibgehalte in het nieuwe stortgebied ook zeer laag is.



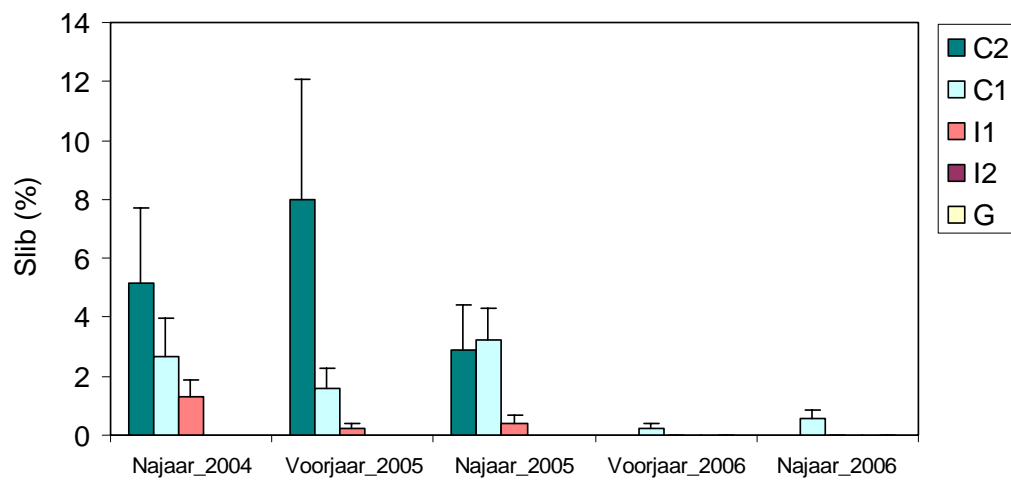
Figuur 14. Mediane korrelgrootte (in µm) en slibgehalte (percentage kleiner dan 63 µm) van het subtidaal.



Figuur 15. Korrelgrootteverdeling van sediment in het subtidaal: controle-gebied C1 (links) en impactgebied van 2004 I1 (rechts). Zie Figuur 17 voor een detail van het slibgehalte.



Figuur 16. Mediane korrelgrootte van het sediment in het subtidaal: controlegebieden C1 en C2, impactgebieden I1 en I2 en de geul G bij de Plaats van Walsoorden.

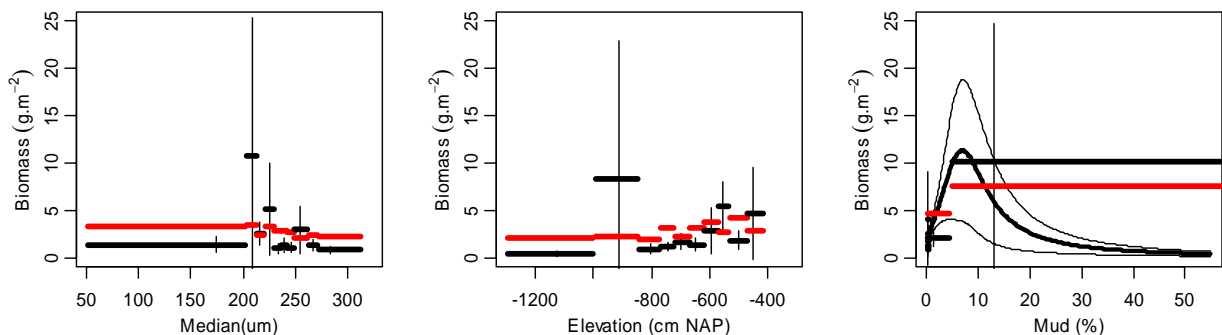


Figuur 17. Slibgehalte van het sediment in het subtidaal: controlegebieden C1 en C2, impactgebieden I1 en I2 en de geul G bij de Plaats van Walsoorden.

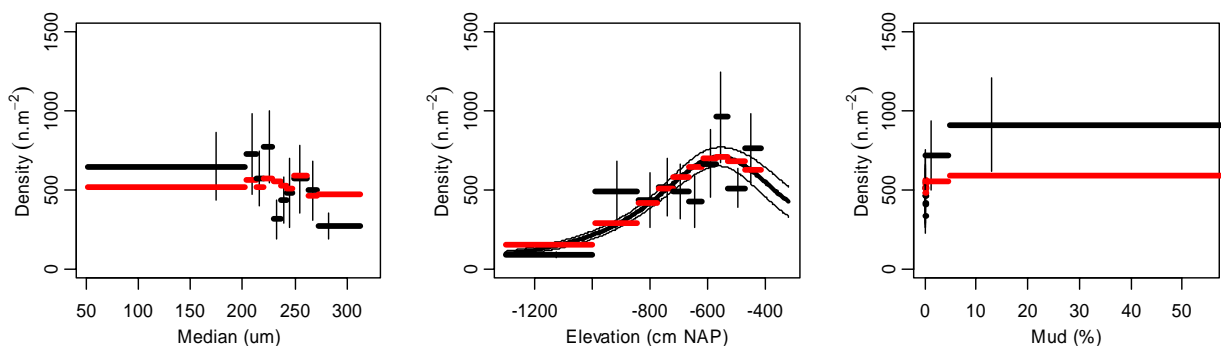
5.1.3. Statistische analyse van het macrobenthos

Regressie-analyse van univariate data

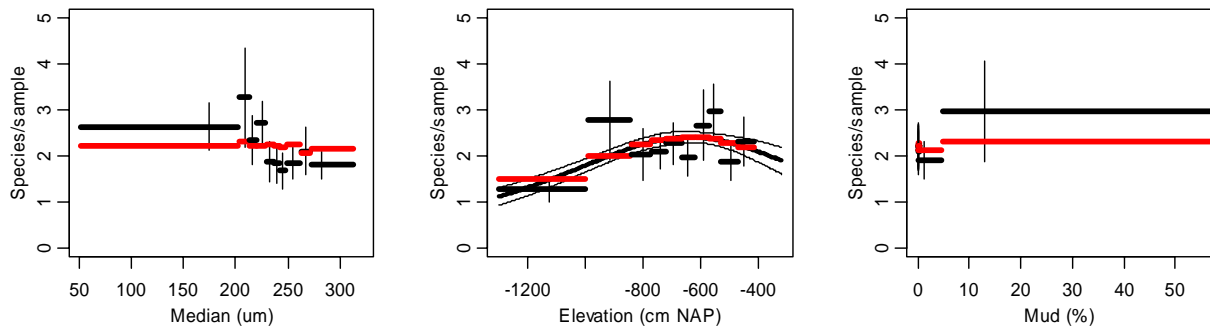
Regressies van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen zijn uitgevoerd voor alle subtidale monsters gezamenlijk (Appendix II). Hieruit blijkt dat met name het slibgehalte de biomassa van het macrobenthos bepaalt (Figuur 18); hoe hoger het slibgehalte, hoe hoger de biomassa van de bodemdieren. De diepte is juist het meest bepalend voor de soortendichtheid en de soortendiversiteit. In het subtidaal wordt rond -6m NAP de hoogste abundantie en soortenrijkdom van het macrobenthos gevonden (Figuur 19 en 20). De korrelgrootteverdeling (mediane korrelgrootte en slibgehalte) correleert slechts zwak met diepteligging (Figuur 21); de bemonsterde diepere gebieden zijn dus niet noodzakelijkerwijs zandiger. Van de bemonsterde gebieden zijn de ecologisch meest rijke subtidale lokaties dus gevonden in slibrijk gebied mét ondiep water.



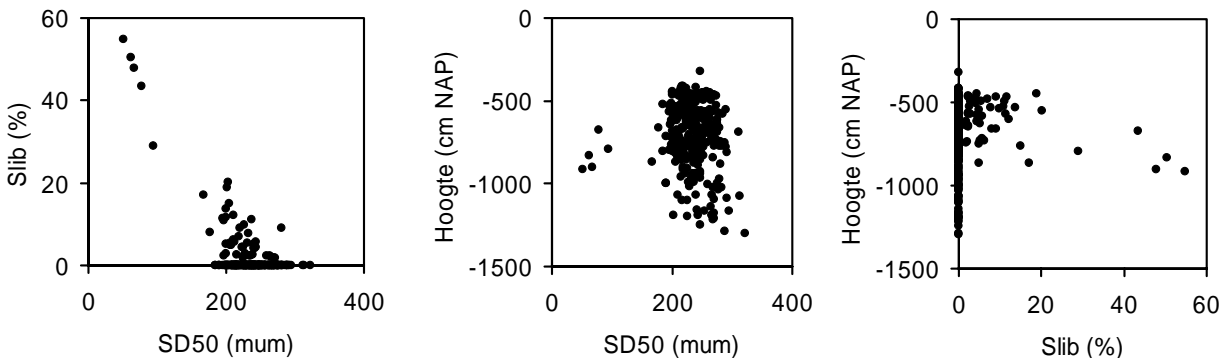
Figuur 18. Regressie-output van de respons van biomassa van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen mediane korrelgrootte, hoogteligging en slibgehalte voor het subtidaal.



Figuur 19. Regressie-output van de respons van dichtheid van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen mediane korrelgrootte, hoogteligging en slibgehalte voor het subtidaal.



Figuur 20. Regressie-output van de respons van soortendiversiteit van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen mediane korrelgrootte, hoogteligging en slibgehalte voor het subtidaal.



Figuur 21. Verband tussen de drie omgevingsvariabelen in het subtidaal: mediane korrelgrootte, slibgehalte en diepte.

Multivariate analyses

Een multivariate analyse is uitgevoerd om de macrobenthosgemeenschappen in de verschillende gebieden te karakteriseren en vergelijken, en om veranderingen in de tijd te kunnen signaleren. Voor de analyse is een aantal uitbijters verwijderd omdat in deze monsters slechts één soort te vinden was. De analyse is uitgevoerd op log-getransformeerde biomassa's (Appendix III).

Er is een MDS plot gemaakt voor de biomassa van het macrobenthos voor de verschillende lokaties (Figuur 22). Hieruit blijken geen verschillen in macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden; de stations vallen over elkaar. De paarsgewijze testen (Appendix III) geven aan dat er echter wel degelijk significante verschillen zijn tussen de gebieden, maar de overlap tussen de groepen is erg groot (*global*

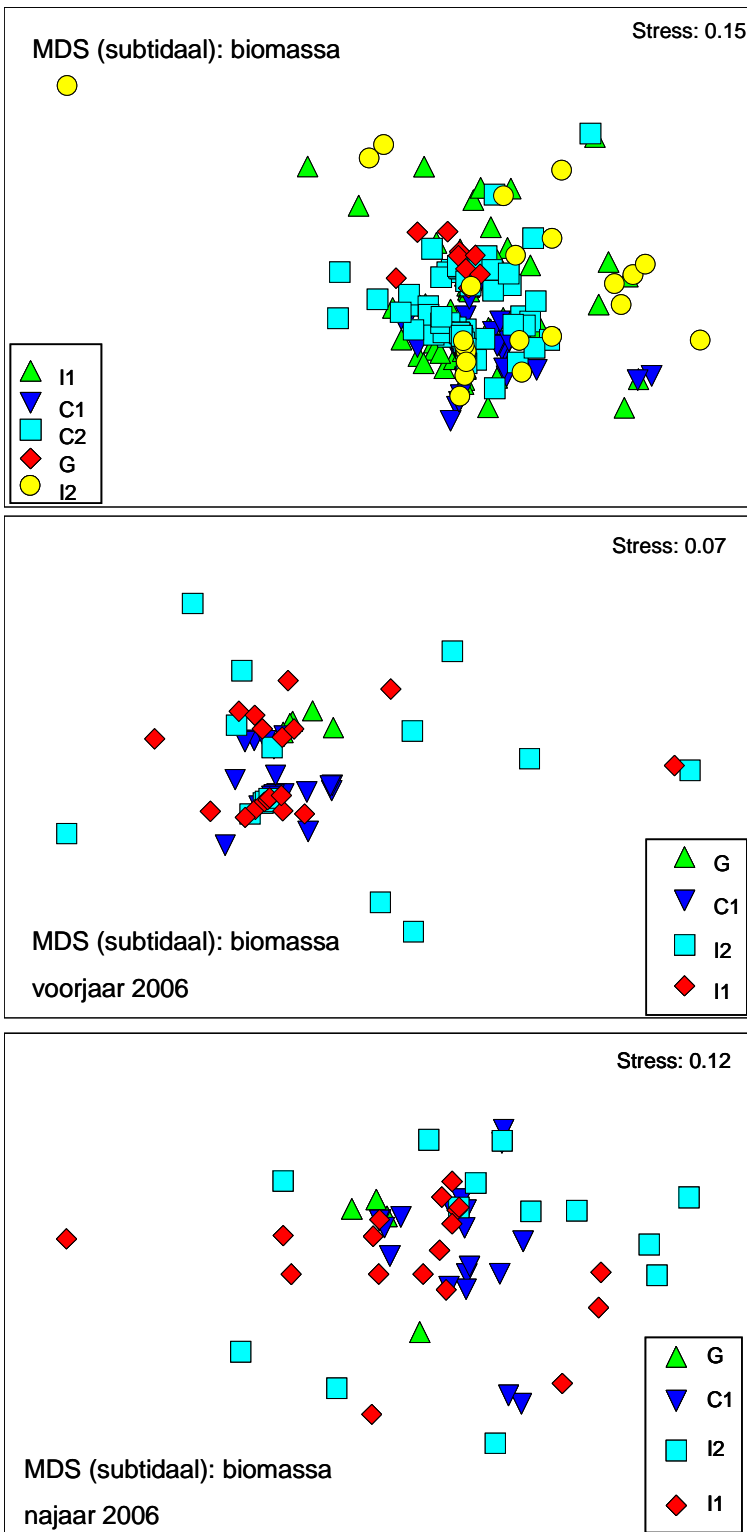
R is laag). De ANOSIM en SIMPER analyses wijzen uit dat er significante verschillen zijn tussen bijvoorbeeld gebied C1 en I1, tussen C1 en I2 en tussen I1 en I2. Omdat niet voor ieder gebied over de gehele tijdsperiode is bemonsterd, zijn de verschillen hier uitgewerkt voor het najaar van 2006. Hierbij was de *global* R vrij laag ($R=0.138$), wat duidt op een sterke overlap in macrobenthos tussen de gebieden, maar de verschillen zijn wel significant (significantieniveau 0.1%). Tussen de groepen C1 en I2 zit het verschil met name in een hogere abundantie van *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) en *Macoma balthica* (Nonnetje) in C1 en een lagere abundantie van *Nephtys cirrosa* (Zandzager). C1 heeft ook een hogere abundantie dan I1 van *Heteromastus filiformis*, *Haustorius arenarius*, maar niet van *Macoma balthica*, *Capitella capitata* (Slangpier) en *Nephtys cirrosa*. Binnen I2 is de sterkste heterogeniteit in macrobenthosgemeenschap gevonden (*average similarity* is 16.86 voor I2, tegenover 27.08 voor I1, 46.70 voor C1 en 50.38 voor G).

Ook voor de verschillende perioden van bemonstering vallen de grafische weergaven van de stations over elkaar in de MDS plots van de controle- en impactgebieden (Figuur 23).

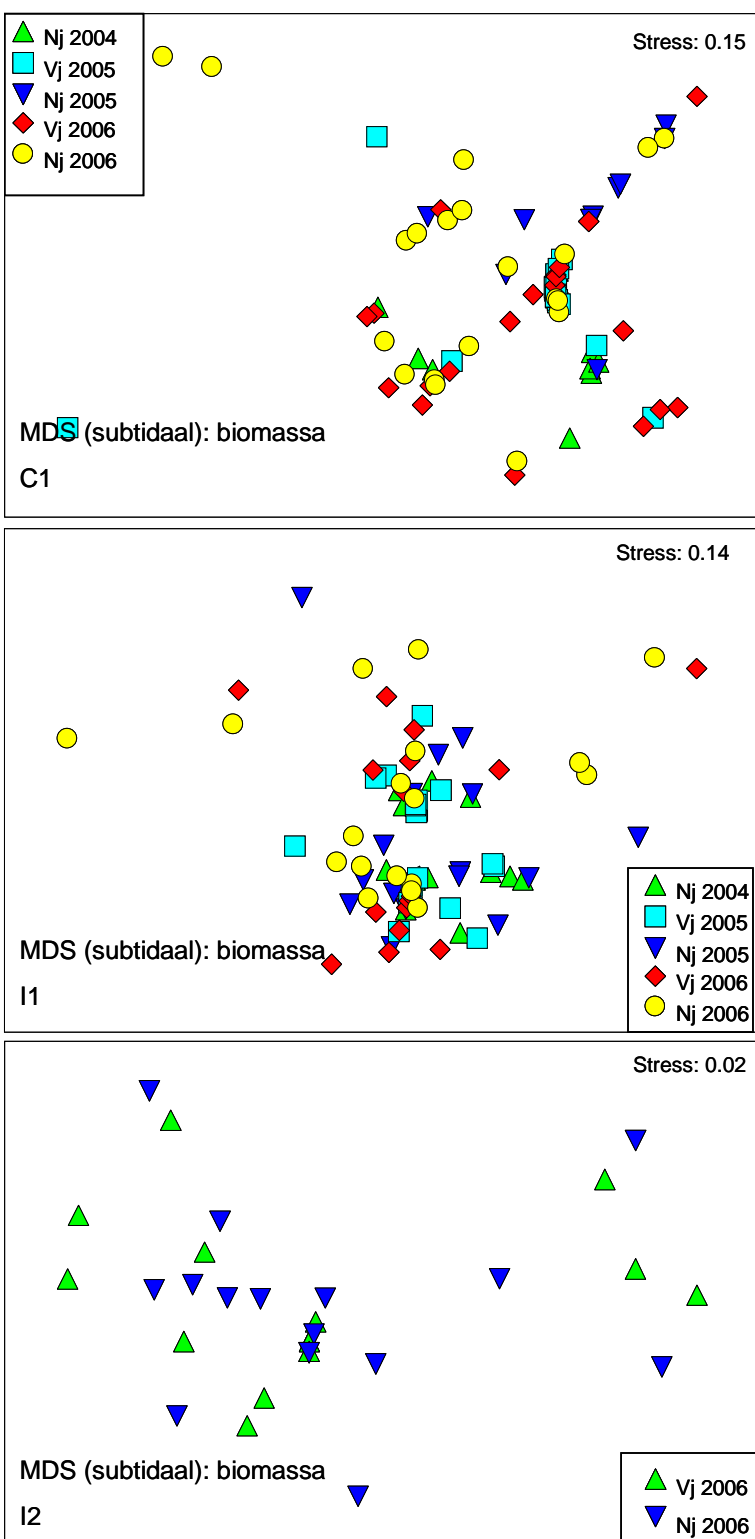
Een ANOSIM analyse van veranderingen in de tijd toont aan dat er voor C1 significante verschillen zijn voor bepaalde perioden (*global* $R=0.076$, significantie is 0.2%), waarbij met name de biomassa van het macrobenthos in najaar 2004 significant verschilt van de andere perioden. Uit SIMPER blijkt dat het verschil tussen najaar 2004 met najaar 2005 bijvoorbeeld veroorzaakt wordt door lagere biomassa's van *Heteromastus filiformis*, *Eteone spec.* en *Macoma balthica* in 2005. Het verschil tussen najaar 2004 en najaar 2006 is juist te wijten aan een toename van de biomassa van *Macoma balthica*, *Haustorius arenarius*, en een afname van *Heteromastus filiformis* en *Eteone spec.* in 2006 (Appendix III).

Voor I1 zijn ook significante veranderingen gevonden, ook weer met een sterke overlap in macrobenthosgemeenschappen ($R=0.075$, significantieniveau 0.2%). Ten opzichte van het najaar van 2004 is bijvoorbeeld een afname van de biomassa van *Heteromastus filiformis* en *Nephtys cirrosa*, en een toename van de biomassa van *Macoma balthica* gevonden in het najaar van 2005 en het najaar van 2006. Tussen het najaar van 2005 en 2006 werden over het algemeen geen significante verschillen waargenomen.

Voor I2 zijn geen significante verschillen in de tijd gevonden (Appendix III).



Figuur 22. MDS (multidimensional scaling) plot van de biomassa van het macrobenthos in het subtidaal, met onderscheid naar gebied voor alle perioden (boven), voor het voorjaar van 2006 (midden) en voor het najaar van 2006 (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.



Figuur 23. MDS (multidimensional scaling) plot van de biomassa van het macrobenthos in het subtidaal per periode voor drie gebieden: C1 (boven), I1 (midden) en I2 (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.

De multivariate analyses zijn ook uitgevoerd voor de log-getransformeerde soortendichtheid van het macrobenthos (Appendix IV). De resultaten laten over het algemeen hetzelfde patroon zien als bij biomassa (Figuur 24 en 25). Er zijn significante verschillen (significantieniveau 0.1%) tussen de gebieden, maar de overlap is hoog (lage R-waarden in ANOSIM: *global* R=0.148).

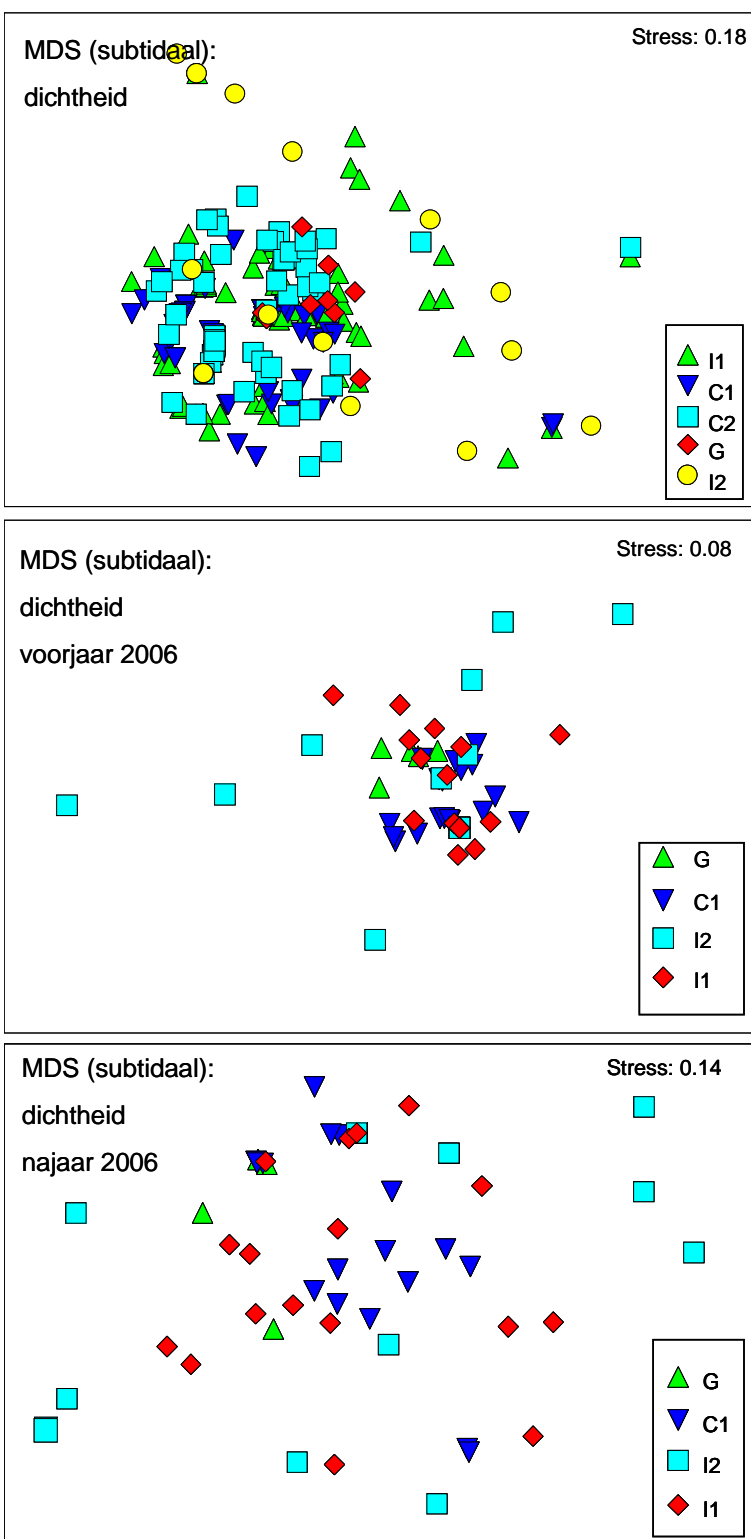
Als alleen naar het voorjaar van 2006 of het najaar van 2006 wordt gekeken is de overlap wat kleiner (R-waarden hoger), en zien we met name verschillen tussen C1 en I1 (R=0.174, significantieniveau is 0.3% voor najaar 2006) tussen C1 en I2 (R=0.174, significantieniveau 0.1% voor najaar 2006), en tussen I1 en I2 (R=0.085, significantieniveau 4.9% voor najaar 2006). Het verschil komt door hogere dichtheden van *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Macoma balthica* (Nonnetje), *Bathyporeia spec.*, *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) in C1 dan in I2 of I1, en lagere dichtheden van *Spio spec.* Het verschil tussen I1 en I2 zit met name in een hogere dichtheid van *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica*, en *Capitella capitata* (Slangpier) in I1 dan in I2, en een lagere dichtheid van *Nephtys cirrosa* (Zandzager) in gebied I1 dan in I2.

De ANOSIM analyse van C1 in de tijd laat significante verschillen zien tussen een aantal perioden (*global* R=0.076, significantieniveau 0.1%), met name tussen voorjaar en najaar.

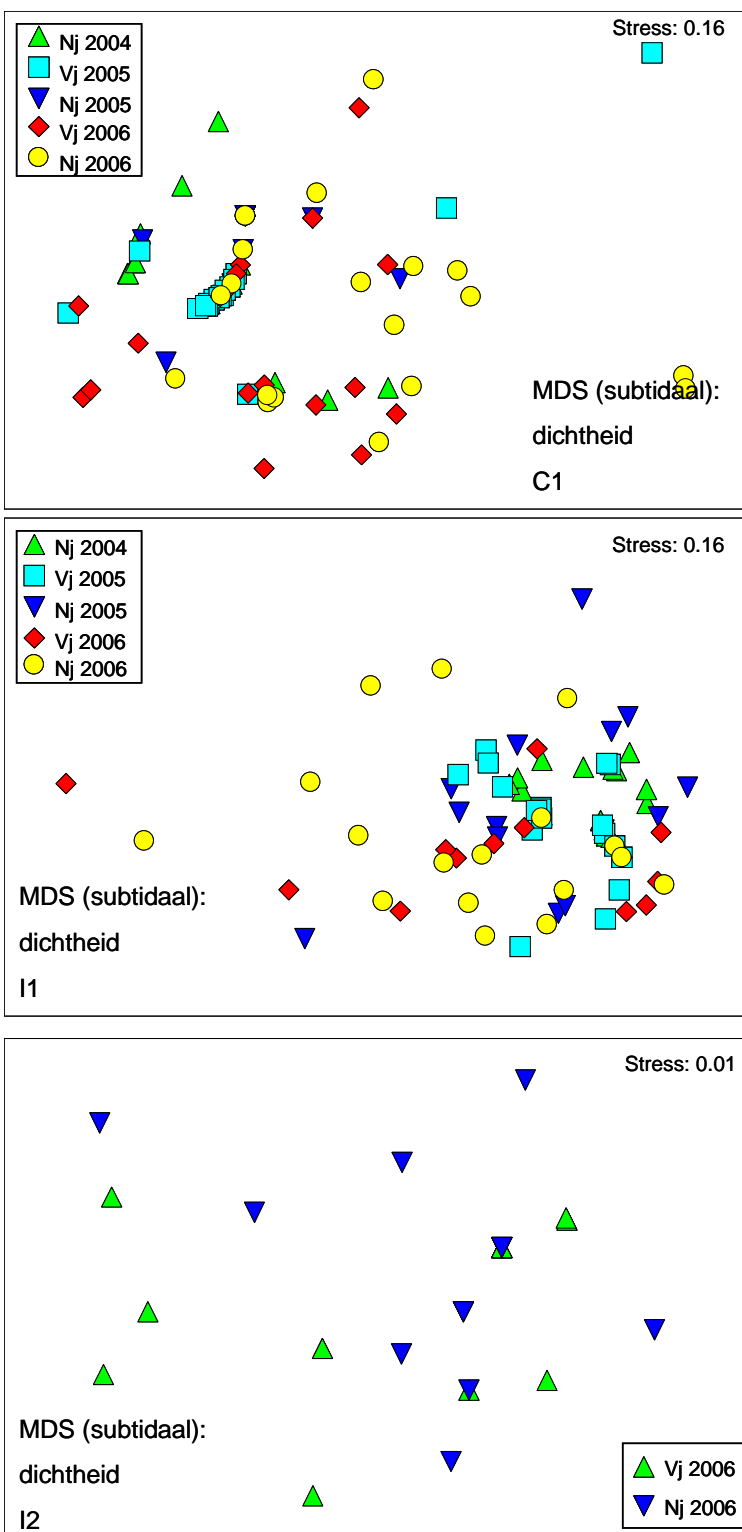
Ook voor I1 vinden we significante verschillen in de tijd, wederom met een zeer sterke overlap in macrobenthosgemeenschappen (*global* R=0.131, significantieniveau 0.1%). Significante verschillen zijn gevonden voor bijvoorbeeld het najaar van 2004 ten opzichte van het najaar van 2005 en 2006 (terwijl er geen verschillen zijn geconstateerd tussen najaar 2005 en najaar 2006). De verschillen zijn met name veroorzaakt door een afname van de dichtheid van *Heteromastus filiformis*, *Nephtys cirrosa* en een toename van de dichtheid van *Macoma balthica*.

Voor I2 zijn wederom geen significante verschillen in de tijd gevonden (*global* R=-0.039, significantieniveau 88.7%).

Met behulp van een BIOENV analyse is nagegaan welke combinatie van omgevingsfactoren het sterkst correleert met de macrobenthosgemeenschappen. Bij deze analyse is de diepteligging en een aantal sedimentparameters (mediane korrelgrootte, percentage slib en percentage zeer fijn, fijn en medium fijn zand) in beschouwing genomen. De BIOENV analyse liet slechts een zwakke correlatie zien (namelijk 0.177) tussen de omgevingsfactoren (diepte en alle sedimentparameters met uitzondering van het slibgehalte), en de biomassa en soortendichtheid van de macrobenthosgemeenschap (Appendix V).



Figuur 24. MDS (multidimensional scaling) plot van de dichtheid van het macrobenthos in het subtidaal, voor alle perioden (boven), voor het voorjaar van 2006 (midden) en voor het najaar van 2006 (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.



Figuur 25. MDS (multidimensional scaling) plot van de dichtheid van het macrobenthos in het subtidaal per periode voor drie gebieden: C1 (boven), I1 (midden) en I2 (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.

5.2. Ecologische monitoring van het intertidaal

5.2.1. Inleiding

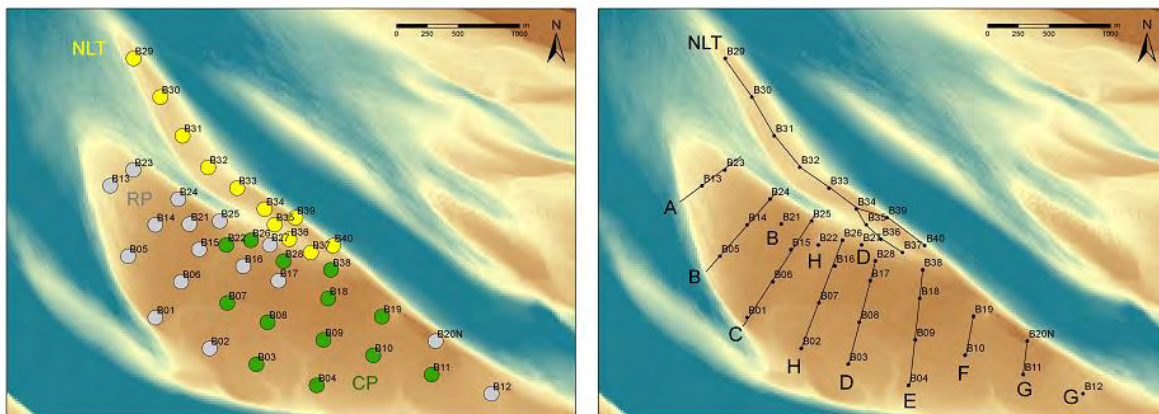
De Plaat van Walsoorden bestaat uit verschillende sedimenttypes variërend van slikkig zand tot grof zand (Figuur 26). De fijnkorrelige sedimenten worden in de centrale delen van de plaat afgezet, terwijl de noordelijke en zuidelijke randen zandig zijn, met een duidelijke ribbelstructuur. In het westelijke gedeelte, dicht bij de stortplaats, heeft zich een zandige landtong ontwikkeld, bestaande uit grof sediment met een megaribbelstructuur.

Op het centrale gedeelte komt schor voor: in het noorden bestaat dit vooral uit *Spartina* (Slijkgras) en *Aster* (Zeeaster) en meer naar het zuiden komt *Salicornia* (Zeekraal) voor. Het areaal *Spartina* breidt zich uit, hoewel aan de noordzijde juist afslag van het schor plaatsvindt (Temmerman et al., 2007). *Salicornia* breidt zich zuidwaarts uit.



Figuur 26. Centrale deel van de plaat (linksboven), met schorvegetatie (rechtsboven), rand van de plaat (linksonder) en noordelijke landtong (rechtsonder).

In de *pilotstudy* is een habitatindeling gebruikt op grond van de omgevingsfactoren om de veranderingen beter te kunnen volgen. De in deze *pilotstudy* gebruikte habitatindeling is gewijzigd aan de hand van de habitatklassificaties gebaseerd op de sequentiële CASI data (Figuur 27). Dit is gedaan omdat in de vorige klassificatie niet iedere monsterlokatie bij een habitat is ingedeeld, en omdat in de loop van de tijd veranderingen in habitat kunnen zijn opgetreden. Van elk intertidaal monsterpunt is daarom bekeken in welke van de 7 habitatklassen het respectievelijk in 2004, 2005 en 2006 is ingedeeld. Uit de habitatklassificaties zijn lokaties onderscheiden die in de klassen matige, hoge of zeer hoge concentratie ‘microfytobenthos’ (B3, B4, B7-11, B22, B26, B28 en B38) of schor (B18 en B19) vallen. Deze groep is ingedeeld bij de habitat ‘centrale plaat, CP’. De overige lokaties vallen in de klassen vochtig zand, zand of fijn zand. Binnen deze groep is een onderscheid gemaakt naar geografische ligging, namelijk de habitat ‘noordelijke landtong, NLT’ (lokaties B29 tot en met B40, met uitzondering van lokatie B38), en de ‘rand van de plaat, RP’ (overige lokaties, bestaande uit ‘fijn zand’, en op enkele plaatsen ‘zand’ (namelijk op lokatie B1, B24 en B12). Deze indeling is gebruikt voor de verdere analyse van het macrobenthos en de omgevingsfactoren. Daarnaast is een onderverdeling naar transecten gebruikt, zoals die in de *pilotstudy* al was opgesteld (zie Figuur 27).



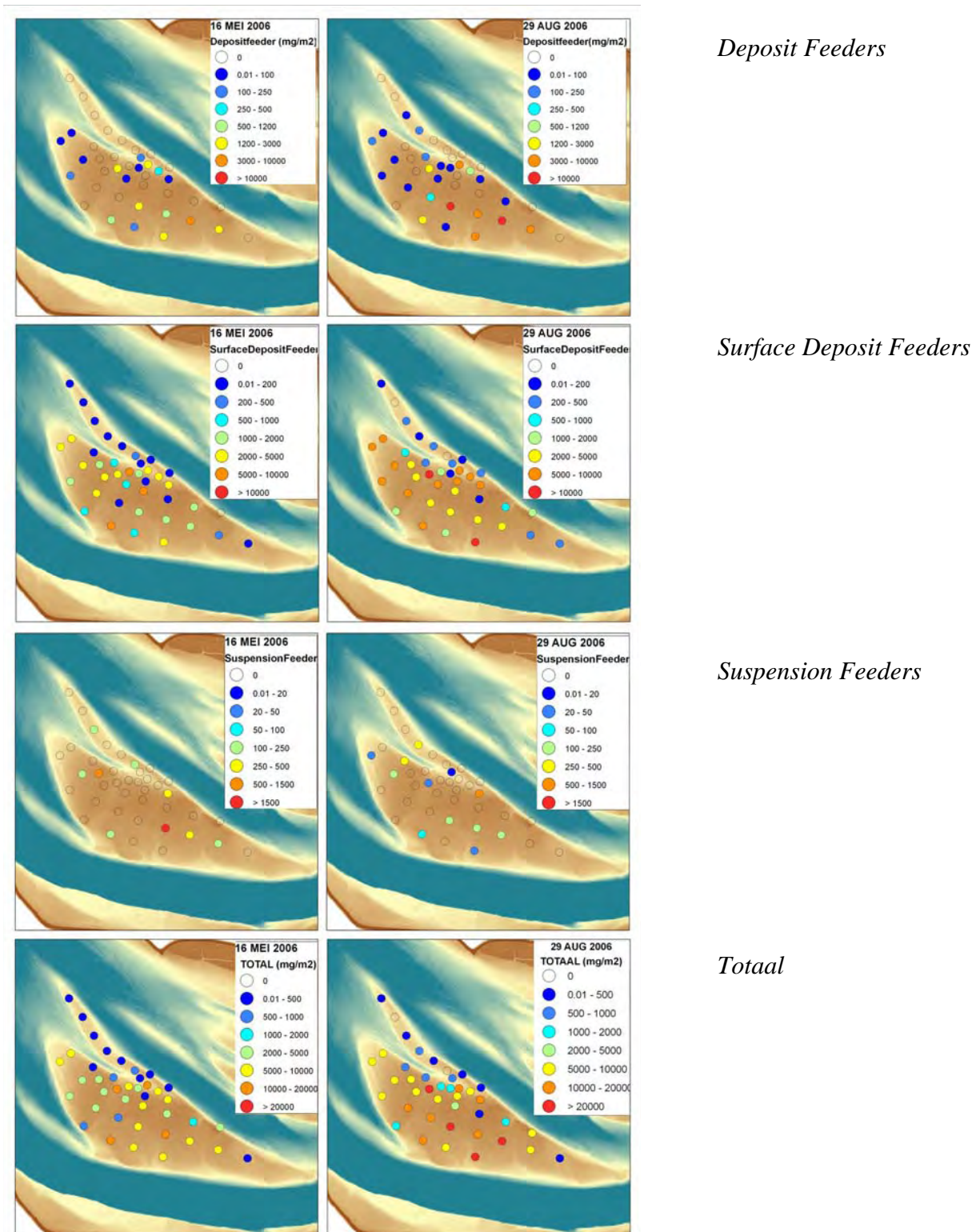
Figuur 27. Indeling van het intertidaal op grond van habitat (links), met een onderverdeling in noordelijke landtong (NLT, in geel), rand van de plaat (RP, in grijs) en centrale plaat (CP, in groen), en een onderverdeling in de transecten A tot en met H (rechts).

5.2.2. Veldmetingen en bemonstering

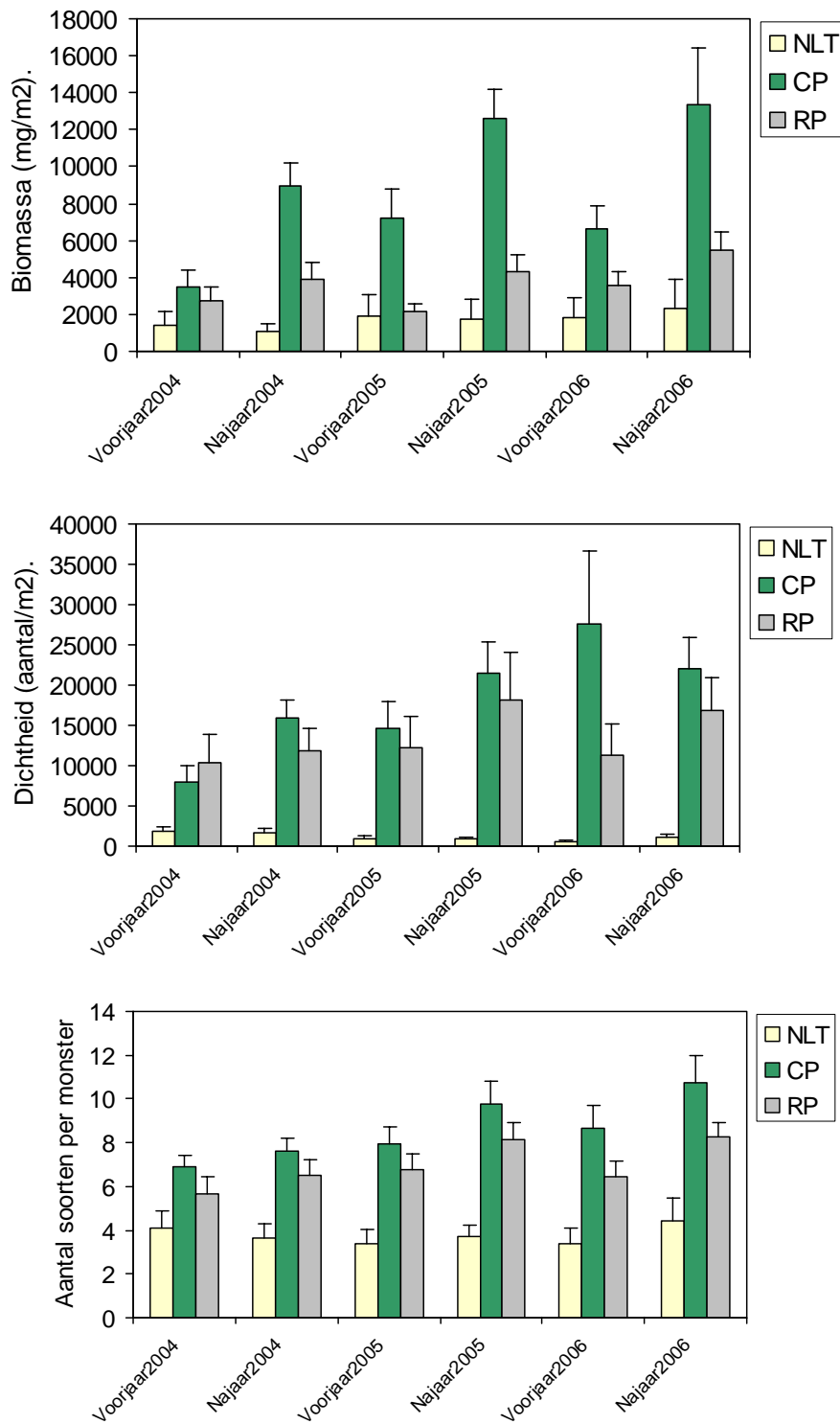
Macrobenthos

Figuur 28 toont de ruimtelijke verdeling van de totale biomassa van het macrobenthos in het intertidaal en de totale biomassa van de trofische (functionele) groepen. De totale biomassa is het hoogst in het centrum van de plaat (gemiddeld ca 10000 mg/m²), en zeer laag (gemiddeld 1800 mg/m², maar op de zes meest noordelijke punten <200 mg/m²) op de noordelijke landtong, met intermediaire waarden op de randen van de plaat. Soortgelijke verschillen zijn gevonden voor de dichtheid en het soortenaantal. Voor de noordelijke landtong is het gemiddeld aantal soorten bijvoorbeeld 3.7, terwijl dit voor het centrale deel van de plaat gemiddeld 9.0 is. Voor iedere habitat vinden we kenmerkende soorten, zoals *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Macoma balthica* (Nonnetje) en *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot) in het centrale deel, *Macoma balthica* en *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeft) aan de randen van de plaat, en *Bathyporeia pilosa* en *Eurydice pulchra* (Agaatpissebed) op de noordelijke landtong (Figuur 30).

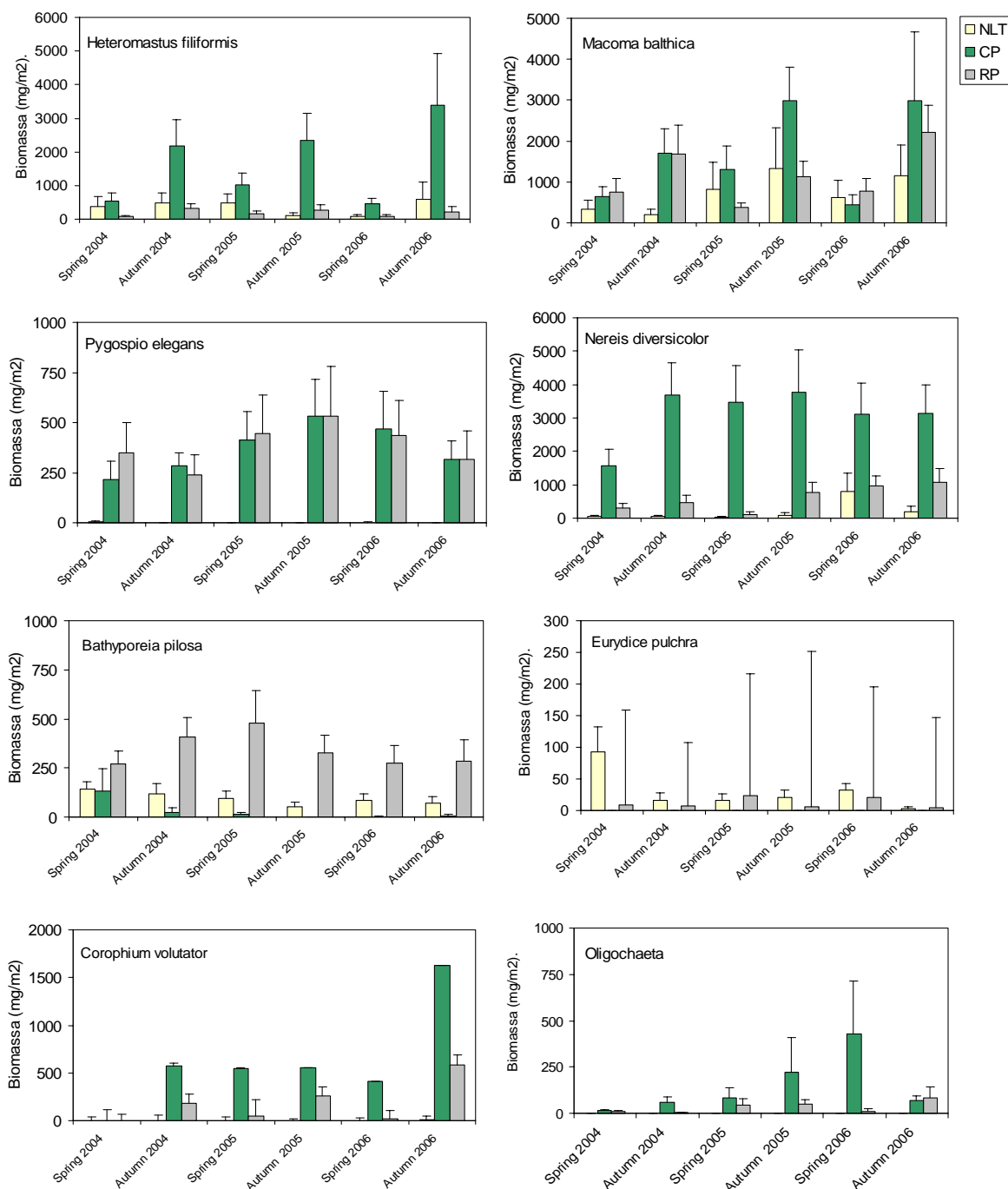
Er is een duidelijke seizoensvariatie zichtbaar, met lagere biomassa's, dichtheden en soortenaantallen in de lente dan in de herfst (Figuur 29; Appendix VI). Uit de tijdreeksgrafieken blijkt ook een lichte toename van totale biomassa en aantal soorten op het centrale deel van de plaat, en een lichte afname van de dichtheden van het macrobenthos op de noordelijke landtong (Figuur 30). Deze trends treden niet bij iedere soort in gelijke mate op (Figuur 30). De biomassa van *Heteromastus filiformis* lijkt te zijn toegenomen op de centrale plaat, en *Bathyporeia pilosa* lijkt te zijn verdwenen. De biomassa van *Corophium volutator* (Slijkgarmaal) is toegenomen in zowel de centrale plaat als de rand van de plaat. De biomassa van *Nereis diversicolor* lijkt toegenomen te zijn op de rand van de plaat. Deze veranderingen duiden op een ontwikkeling naar een meer laagdynamisch milieu.



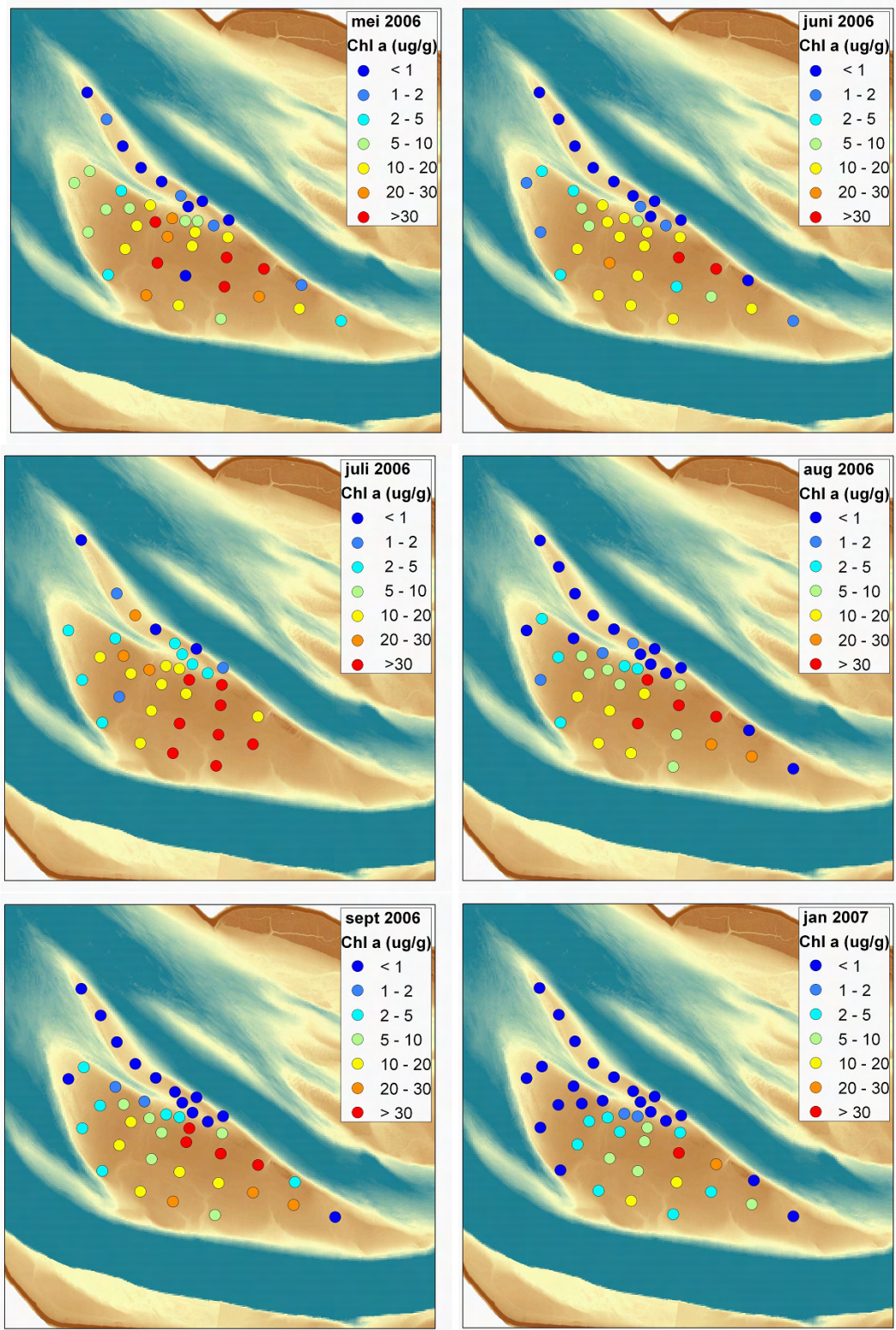
Figuur 28. Biomassa (in mg/m²) van de functionele groepen *Deposit Feeders*, *Surface Deposit Feeders*, *Suspension Feeders*, en totale biomassa van het macrobenthos, intertidaal, voor mei (links) en augustus (rechts) 2006.



Figuur 29. Biomassa, dichtheid en aantal soorten macrobenthos in het intertidaal. De foutenbalk geeft de standaardfout weer.



Figuur 30. Biomassa van een aantal karakteristieke soorten in het intertidaal, per habitat. De foutenbalk geeft de standaardfout weer.

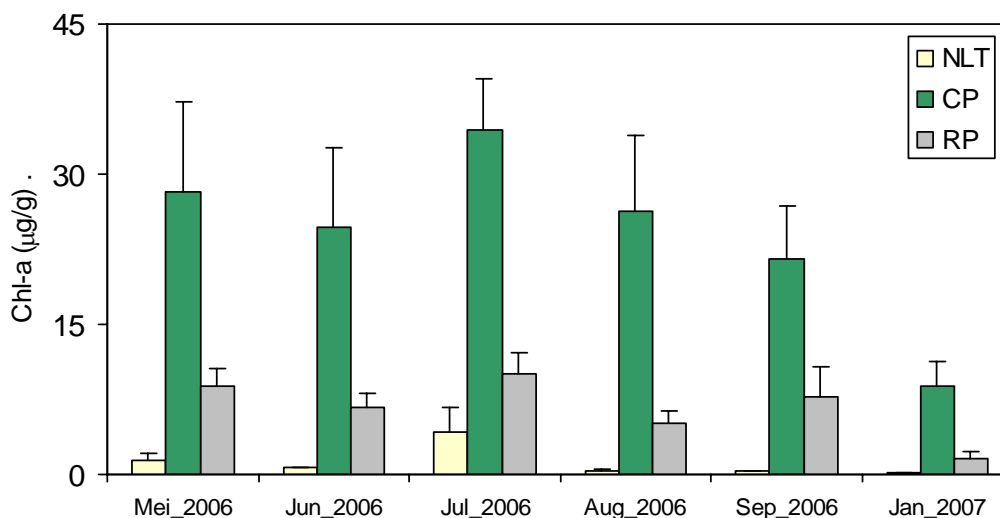


Figuur 31. Ruimtelijke verdeling van chlorofyl-a uit monsters.

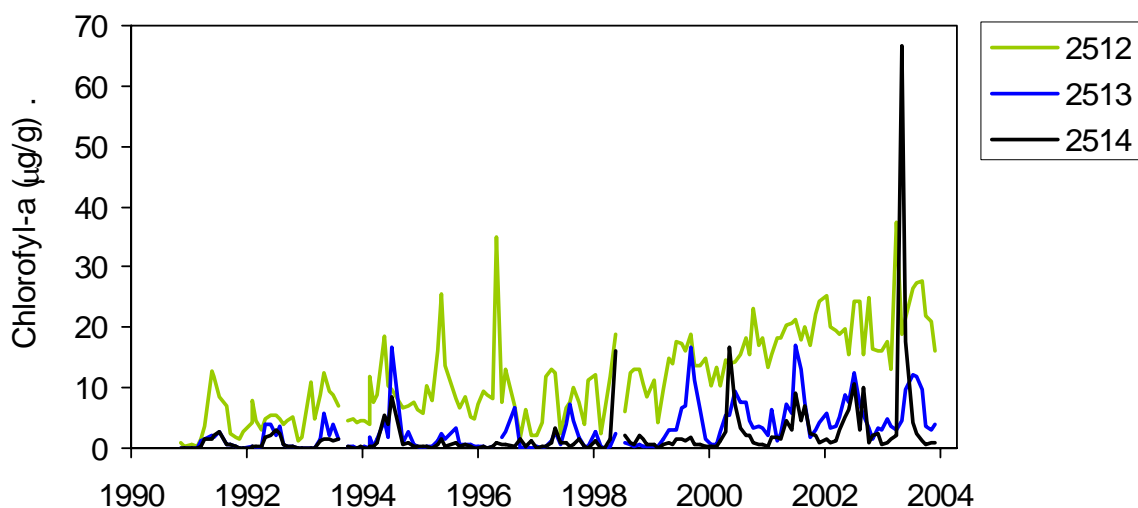
Chlorofyl-a en andere pigmenten

De ruimtelijke verdeling van het chlorofyl-a is weergegeven in Figuur 31. Chlorofyl-a is het laagst (gemiddeld $0.9 \pm 0.4 \mu\text{g/g}$) op de noordelijke landtong (NLT) en het hoogst (gemiddeld $27.3 \pm 5.7 \mu\text{g/g}$) op het centrale deel van de plaat (CP), met voor de rand van de plaat intermediaire waarden van gemiddeld $7.0 \pm 1.1 \mu\text{g/g}$ (zie ook Appendix VI). Met name in de CP habitat werd een grote variatie in chlorofyl-a gevonden. De hoogste waarden voor chlorofyl-a zijn waargenomen in juli 2006 (Figuur 32). Een ANOVA-toets wijst uit dat de waarden van chlorofyl-a significant verschillend zijn tussen de habitats ($P < 0.1\%$), maar dat de verschillen in de tijd niet significant zijn.

De data van Rijkswaterstaat-RIKZ (MOVE data) van de periode 1990-2003 bevestigen dat er een sterke temporele variabiliteit is in chlorofyl-a (Figuur 33), met een jaarlijkse piek in de periode mei-september. Het chlorofyl-gehalte lijkt iets hoger sinds ca 2000. Bij punt 2512 in het centrale deel van de plaat is sprake van een graduele stijging van het chlorofyl-a gehalte.



Figuur 32. Chlorofyl-a uit monsters, gemiddeld voor iedere habitat. De foutenbalk geeft de standaardfout weer.



Figuur 33. Lange-termijn veranderingen van chlorofyl-a uit monsters op geselecteerde MOVE stations op de Plaat van Walsoorden (zie Figuur 7 voor lokaties), uit MOVE database van Rijkswaterstaat-RIKZ.

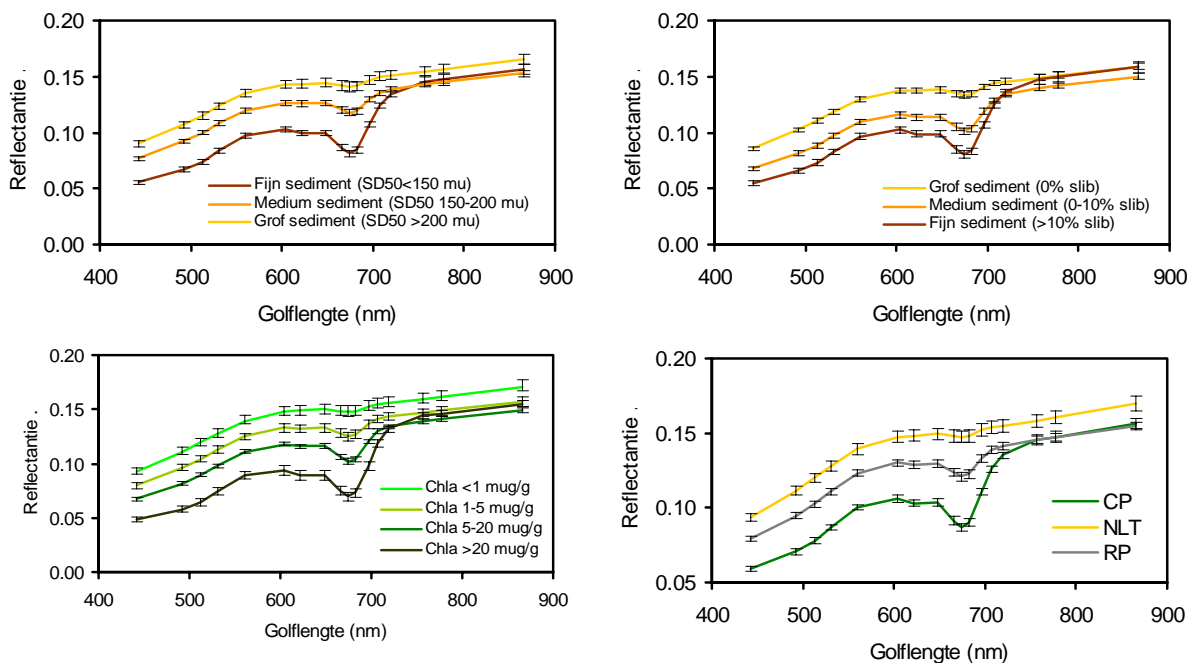
Spectrale reflectie en digitale foto's

Gemiddelde spectra gemeten met de TRIOS Ramses radiometer zijn bepaald voor verschillende korrelgrootten en chlorofyl-gehalten, en voor de drie habitats (Figuur 34). Hieruit blijkt dat de spectrale curve van grof, slibarm en chlorofyl-a arm sediment vrij vlak is, met een hoge reflectantie in het zichtbare deel van het elektromagnetisch spectrum. Zulke spectra zijn karakteristiek voor de noordelijke landtong en de rand van de plaat. Voor fijn sediment, met over het algemeen meer chlorofyl-a, worden lagere reflectanties in het zichtbare licht gevonden, en vindt absorptie plaats in het rood en reflectie in het nabij-infrarood. Deze spectra vinden we met name in het centrale deel van de plaat.

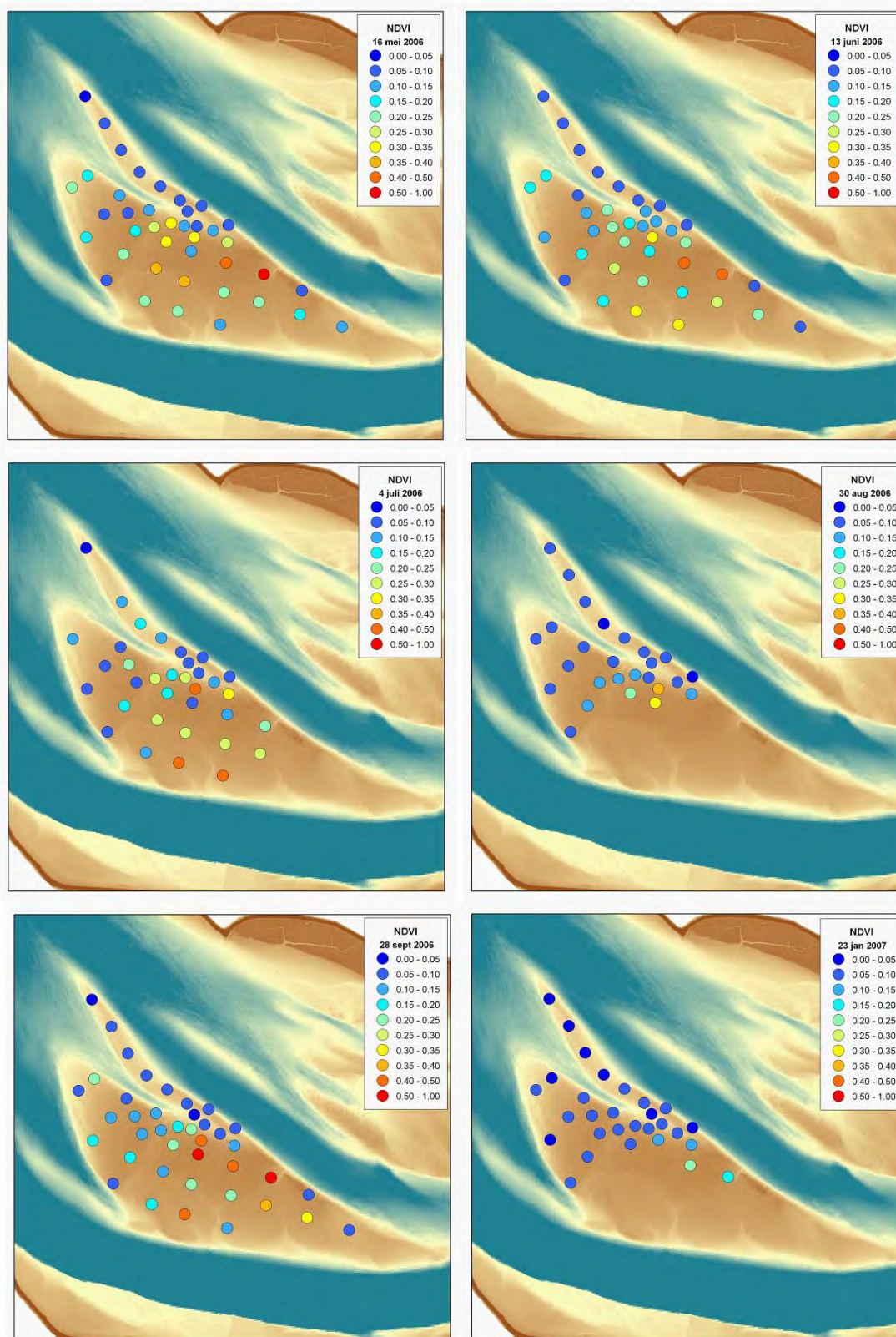
Uit de reflectantiemetingen is een NDVI bepaald, een maat voor chlorofyl-a. De NDVI is significant hoger voor het centrale deel van de plaat, zoals ook al uit de chlorofyl-metingen naar voren kwam (Figuur 35). De NDVI uit grondmetingen volgt min of meer een seizoenstrend, met de laagste waarden voor de NDVI in januari 2007 (Figuur 36). Uit een ANOVA-analyse komt dat de NDVI uit grond-reflectiemetingen significant verschilt tussen de habitats ($P < 0.1\%$) en dat er ook een significant verschil is in NDVI tussen voorjaar en najaar ($P < 0.1\%$). Er is geen significante verandering in de waarde van de NDVI tussen de jaren waargenomen.

Dat de NDVI uit grondmetingen inderdaad een goede maat is voor chlorofyl-a, blijkt uit Figuur 37. Een significante, maar minder sterke relatie is gevonden met de NDVI uit het

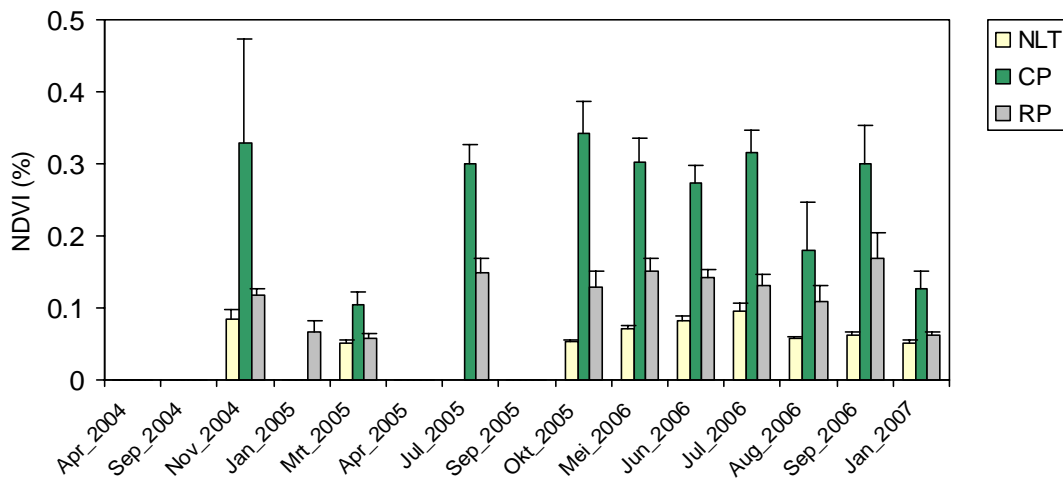
CASI beeld (zie paragraaf 5.2.3). Dit kan komen doordat de twee NDVI's op een ander tijdstip (aantal dagen verschil, en mogelijk een verschil in getij) zijn bepaald, en doordat het oppervlak van bemonstering anders is (ca 6 cm voor de grondspectra en ca 1.8 m voor het CASI beeld).



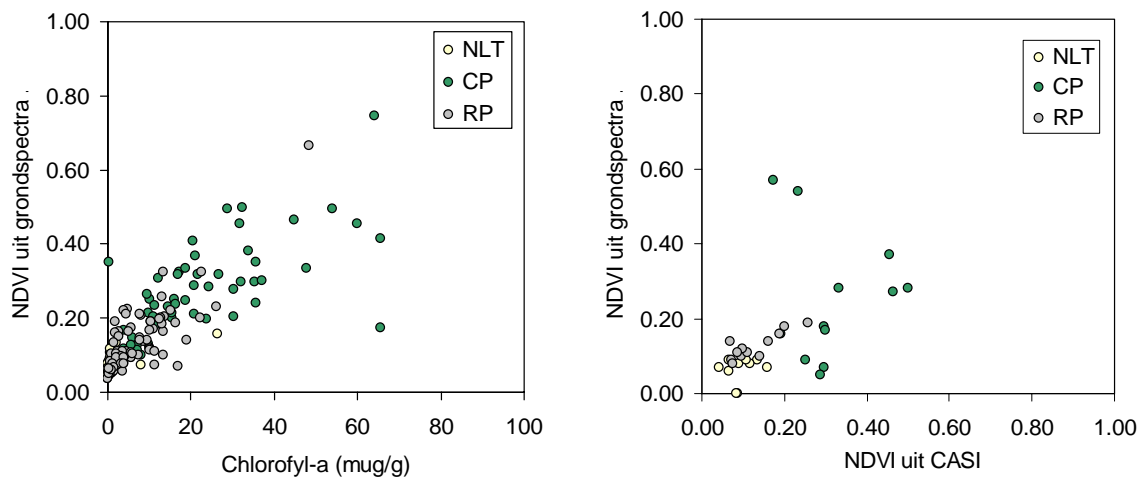
Figuur 34. Gemiddelde reflectiespectra (met standaardfout) voor verschillende klassen mediane korrelgrootte (linksboven), silt (rechtsboven) en chlorofyl-a gehalten (linksonder) en de drie habitats (rechtsonder), gebaseerd op alle data van 2004, 2005 en 2006.



Figuur 35. Ruimtelijke verdeling van de NDVI uit grondmetingen.



Figuur 36. NDVI uit hyperspectrale grondmetingen (TRIOS Ramses) met standaardfout in foutenbalk. Let op: niet alle lokaties zijn tijdens elke campagne bemonsterd.



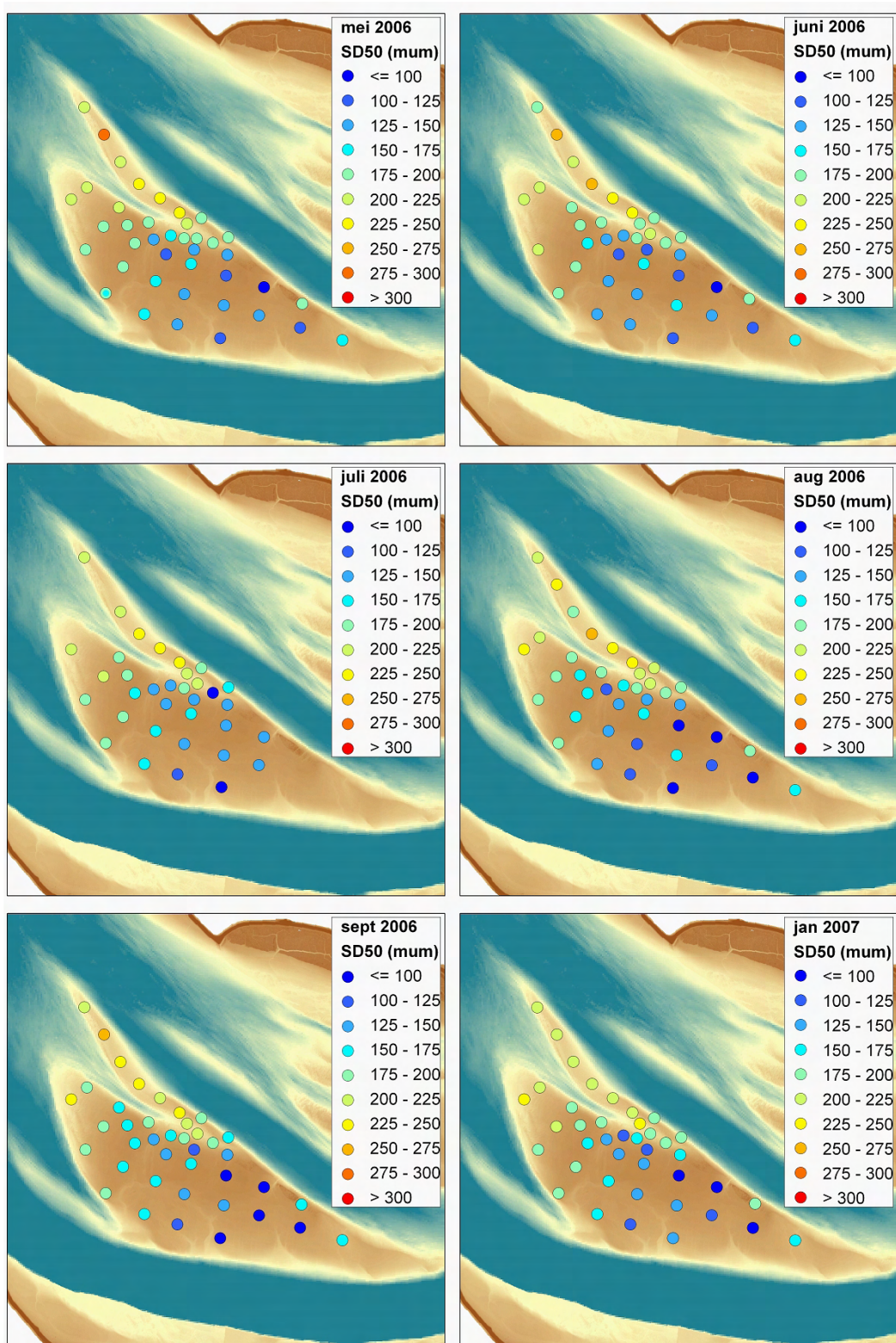
Figuur 37. Relatie tussen NDVI uit grondspectra en chlorofyl-a uit sedimentmonsters (links) en relatie tussen NDVI uit grondspectra (data 4 en 5 juli 2006) en NDVI uit het CASI beeld van 30 juni 2006 (rechts), onderverdeeld in de drie habitats.

Korrelgrootteverdeling van het sediment

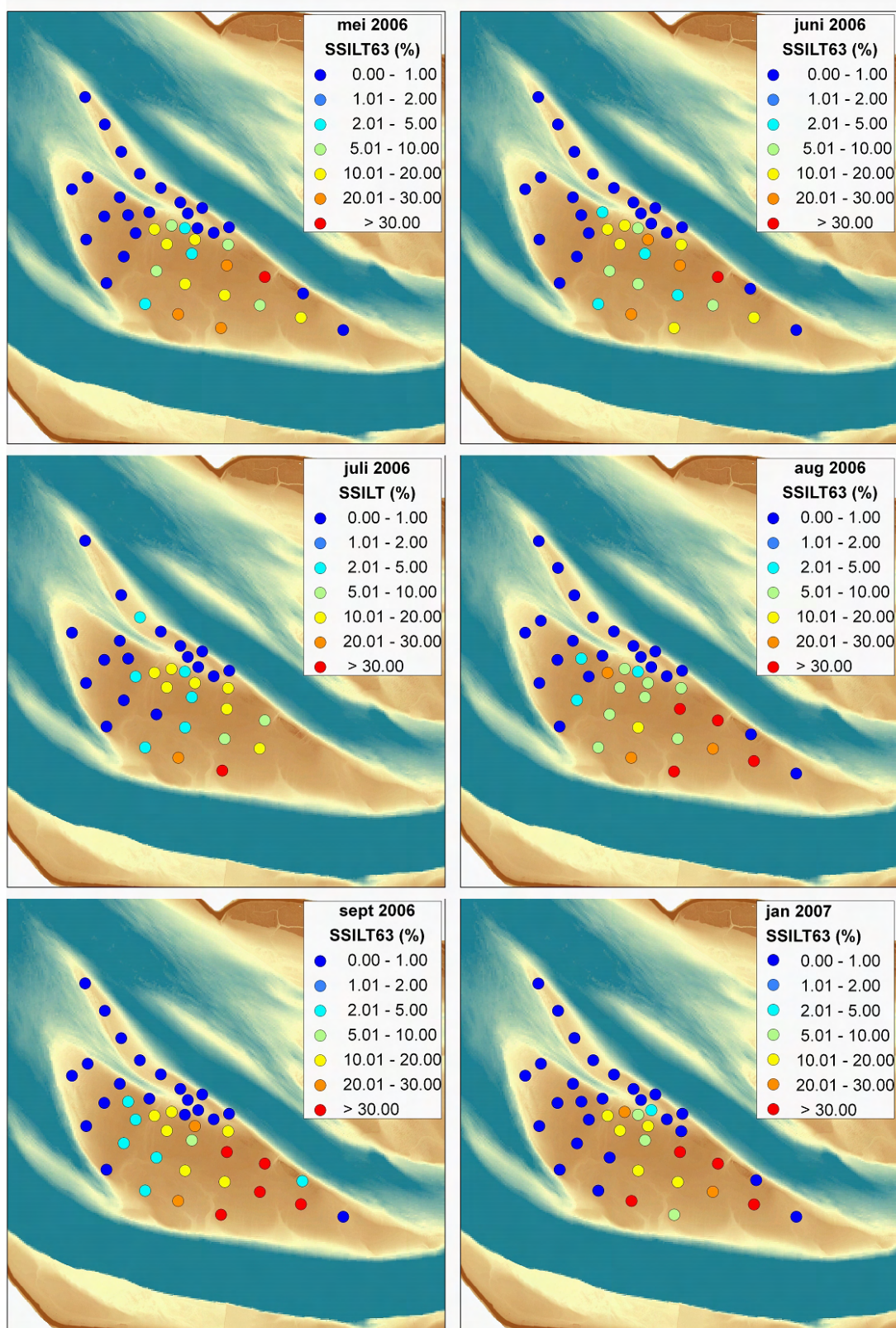
De ruimtelijke verdeling van het slibgehalte en de mediane korrelgrootte bevestigen het beeld van de drie intertidale habitats, met fijn sediment op het centrale deel van de plaat (gemiddelde mediane korrelgrootte SD50 $131\pm 3\mu\text{m}$), grover sediment aan de randen van de plaat (SD50 gemiddeld $182\pm 3\mu\text{m}$), en nog grover sediment op de noordelijke landtong (SD50 gemiddeld $214\pm 4\mu\text{m}$) (Figuur 38 en 39; Appendix VI).

De Figuren 40 en 41 geven de veranderingen in korrelgrootteverdeling van het sediment weer in de tijd, met onderscheid tussen monsters in de drie habitats. Er is een seizoensvariatie in de korrelgrootte en hoeveelheid fijn materiaal in het sediment voor met name het centrale deel van de plaat en de noordelijke landtong. Daarop gesuperponeerd lijkt een langjarige trend van een verfijning van sediment op het centrale deel van de plaat plaats te vinden, met een toename in het slibgehalte en een afname in mediane korrelgrootte. Een ANOVA-toets (identiek aan de analyse van het macrobenthos, op de data van het voorjaar en het najaar) wijst echter uit dat er wel een sterk significant verschil is in slibgehalte en mediane korrelgrootte tussen de drie habitats ($P<0.1\%$), maar geen effect van jaar; de korrelgrootte-verdeling is dus niet significant veranderd. Voor het slibgehalte is wel een (zwak) significant effect van seizoen aangetoond ($P<5\%$).

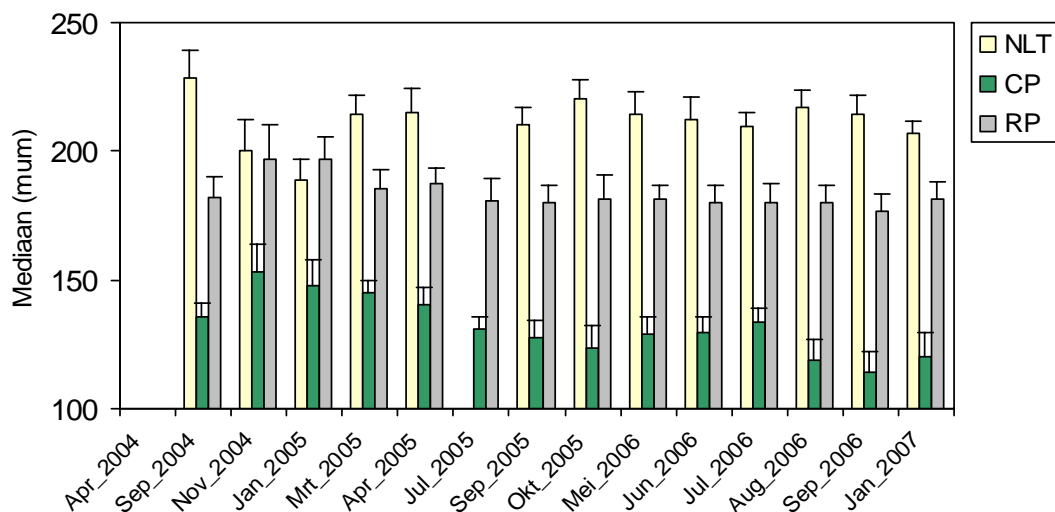
Figuur 42 geeft de verschillen in korrelgrootte-verdeling van het sediment gemiddeld per transect. Er lijkt een lichte afname in mediane korrelgrootte te zijn op een aantal transecten. Voor transect A en B hangt dit samen met een lichte toename aan zeer fijn zand en een afname aan medium zand, voor transect H en D hangt dit samen met een toename aan slib en zeer fijn zand, en voor transect F hangt dit samen met een toename aan slib en een afname aan zeer fijn zand en fijn zand. Met name in het slibgehalte werd echter een grote variatie in de tijd waargenomen. De seizoenstrend in de korrelgrootteverdeling en het slibgehalte loopt niet bij ieder transect synchroon. Op transect E bijvoorbeeld vinden we het hoogste slibgehalte met name in de winter, in plaats van in de zomer. Een ANOVA-analyse wijst uit dat er wel significante verschillen zijn in slibgehalte tussen de transecten ($P<0.1\%$), en tussen de seizoenen ($P<1\%$), maar geen significante verschillen tussen de jaren.



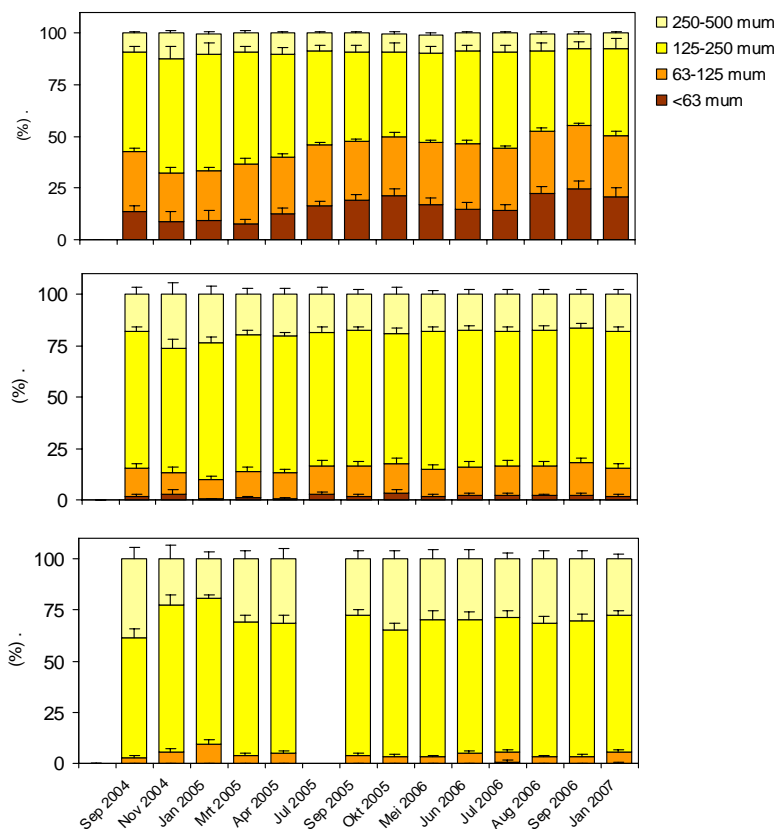
Figuur 38. Mediane korrelgrootte van het sediment uit monsters genomen in het intertidaal in 2006.



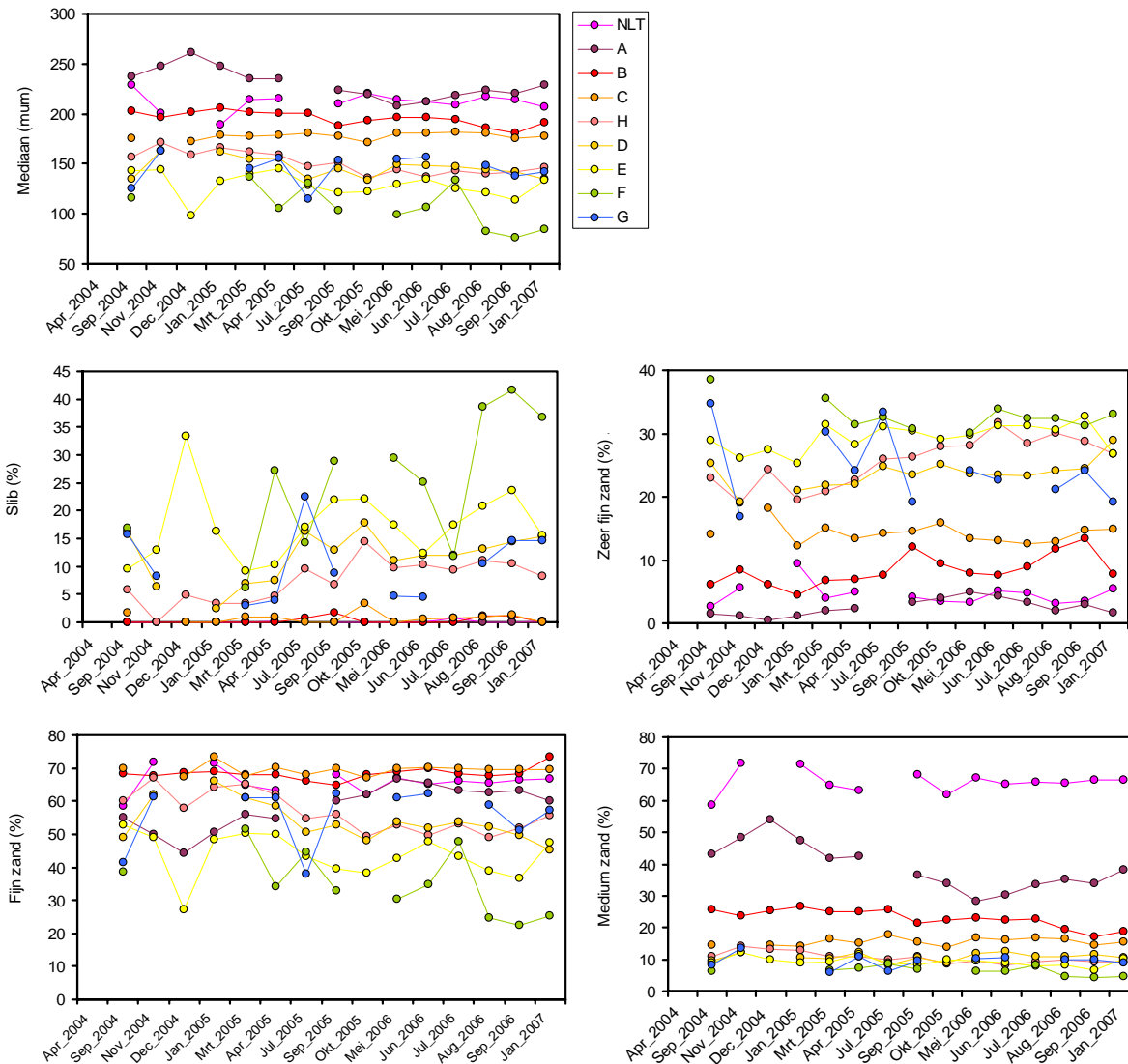
Figuur 39. Slibgehalte (percentage kleiner dan 63 μm) uit sedimentmonsters genomen in het intertidaal in 2006.



Figuur 40. Tijdsreeks van mediane korrelgrootte van de drie intertidale habitats met standaardfout. Let op: niet alle lokaties zijn tijdens elke campagne bemonsterd.



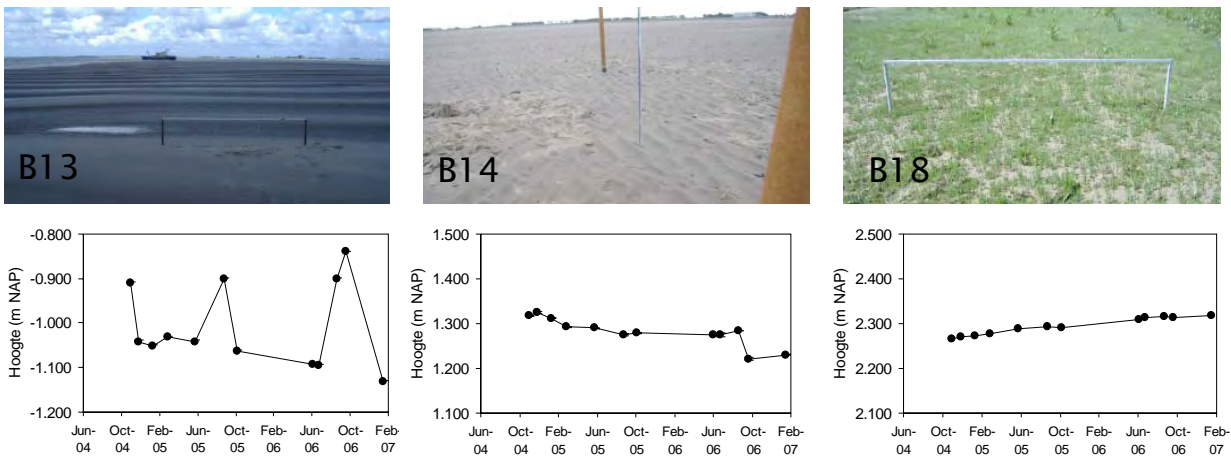
Figuur 41. Veranderingen in de korrelgrootteverdeling in het intertidaal, met standaardfout. Bovenste figuur geeft de veranderingen voor de centrale plaat, middelste figuur voor de rand van de plaat en de onderste figuur voor de noordelijke landtong. Let op: niet alle lokaties zijn tijdens elke campagne bemonsterd.



Figuur 42. Tijdreeksen van mediane korrelgrootte SD50, percentage slib, zeer fijn zand, fijn zand en medium zand voor de verschillende transecten. Let op: niet alle lokaties zijn tijdens elke campagne bemonsterd.

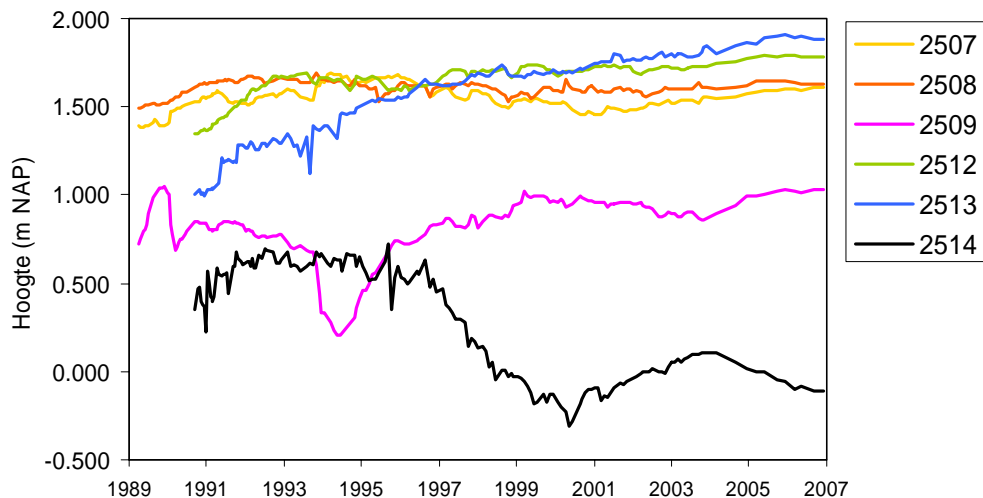
Hoogteligging op sedimentatie- erosieplotjes

De sedimentatie-erosie (SEB) metingen van 2006 op de drie vaste stations geven een voortzetting te zien van de trends in de twee voorgaande jaren (Figuur 43). De ontwikkelingen in het westelijke station B14 laten een dalende trend zien (ca 3.3 cm/jaar). In het meest westelijke station B13 neemt de hoogte op station B13 tijdelijk sterk toe tijdens het passeren van een megaribbel, gesuperponeerd op een erosieve trend van het sedimentoppervlak van ca 3.6 mm/jaar. Op station B18 is een gestage toename in de hoogte (ca 2.5 cm/jaar) vastgesteld (Figuur 43).



Figuur 43. Sedimentatie-erosiemetingen op station B13 (links), B14 (midden) en B18 (rechts). De foutenbalk geeft de standaardfout weer.

De hoogteligging van de plotjes van Rijkswaterstaat (MOVE lokaties) geven een indruk van de lange-termijn veranderingen in de hoogte die op de plaat voorkomen. Met name in het gebied rond de geul bij de noordelijke landtong (punt 2514) is de dynamiek erg groot. In dit gebied is sinds 2004 een erosieve tendens zichtbaar. Ook op de andere lokaties lijkt begin 2004 (dus voorafgaand aan de eerste proefstort) een trendbreuk te zijn opgetreden, met juist een versnelde sedimentatie die inmiddels weer is afgezwakt (Figuur 44).

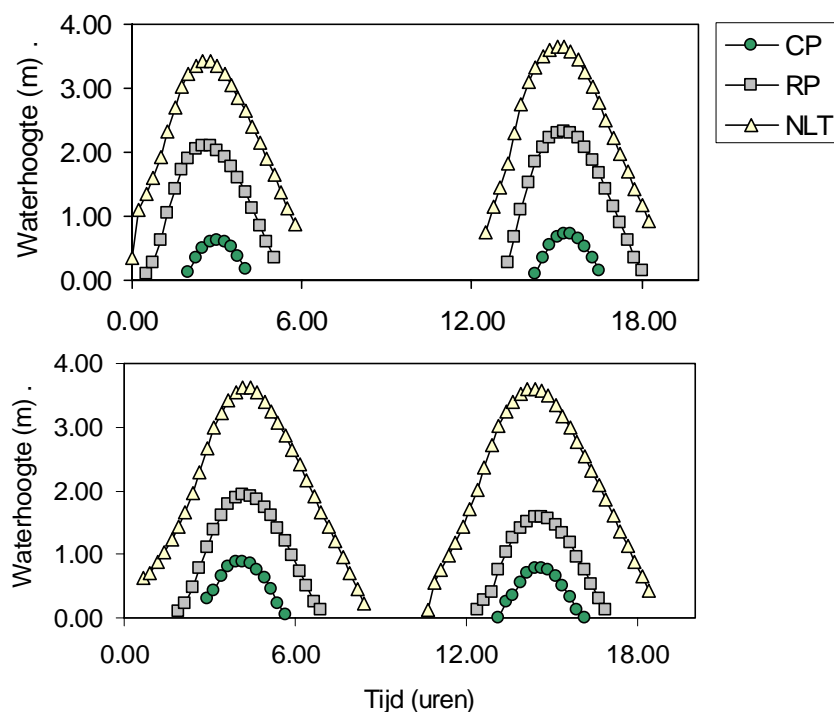


Figuur 44. Lange-termijn veranderingen in de hoogte van het oppervlak op geselecteerde MOVE stations op de Plaat van Walsoorden, uit de MOVE database van Rijkswaterstaat-RIKZ.

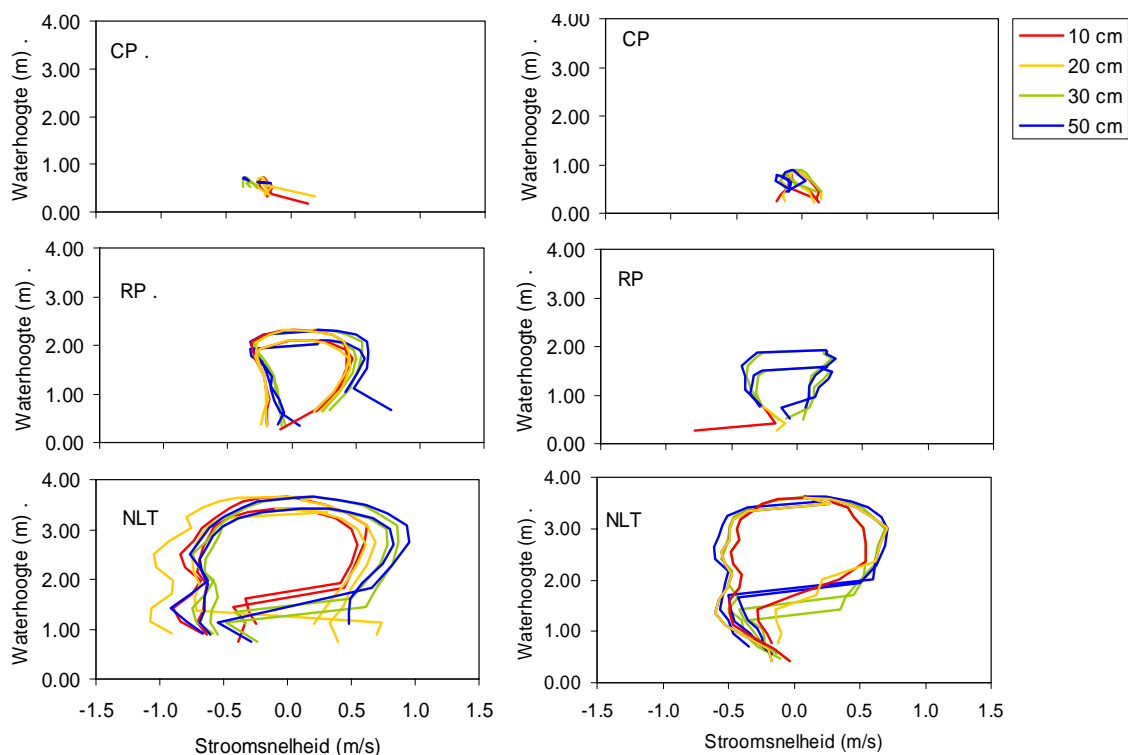
Hydrodynamische metingen

Op drie lokaties, karakteristiek voor de drie habitats en macrobenthosassemblages CP, RP en NLT, zijn hydrodynamische metingen verricht. De getijcurven van de drie lokaties zijn sterk verschillend. Lokatie CP, midden op de plaat is het hoogst gelegen, en heeft dus de kortste en laagste inundatie. Lokatie NLT is het laagst gelegen, en heeft de langste overstromingsduur en de hoogste waterkolom (Figuur 45). In lijn met de metingen van de overstromingsduur, zijn de gemeten stroomsnelheden het hoogst op lokatie NLT en het laagst op lokatie CP (Figuur 46).

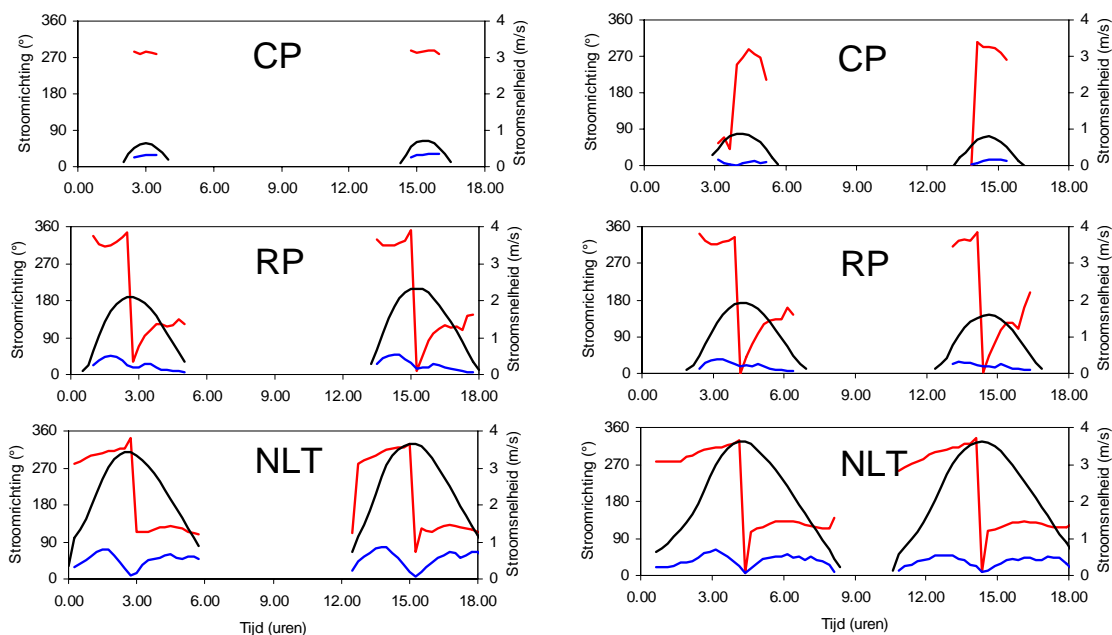
De stroomsnelheidsmetingen zijn vervolgens georiënteerd ten opzichte van het noorden (in plaats van loodrecht op de stroomribbels), en er is een stroomrichting berekend (Figuur 47). Op alle drie lokaties zijn de stroomsnelheden het hoogst bij inkomend tij (hoewel deze vloeddominantie het sterkst is op lokatie RP), met maxima van 0.7-0.9 m/s voor NLT, maxima van 0.2-0.4 m/s voor CP en maxima van 0.4-0.6 m/s voor RP (Figuur 47). Op de lokatie op de rand van de plaat RP is de stroomrichting dan bij inkomend tij ca 315° en op de noordelijke landtong NLT ca 310°. Bij afgaand tij is de richting respectievelijk ca 100° voor RP en ca 130° voor NLT.



Figuur 45. Getijcurven voor de drie lokaties uit hydrodynamische metingen, 12-14 juni 2006 (boven) en 29-31 augustus 2006 (onder).



Figuur 46. Stroomsnelheden (met positieve waarden bij vloed en negatieve waarden bij eb) versus waterhoogte, 15 min gemiddelden: juni (links) en augustus 2006 (rechts).

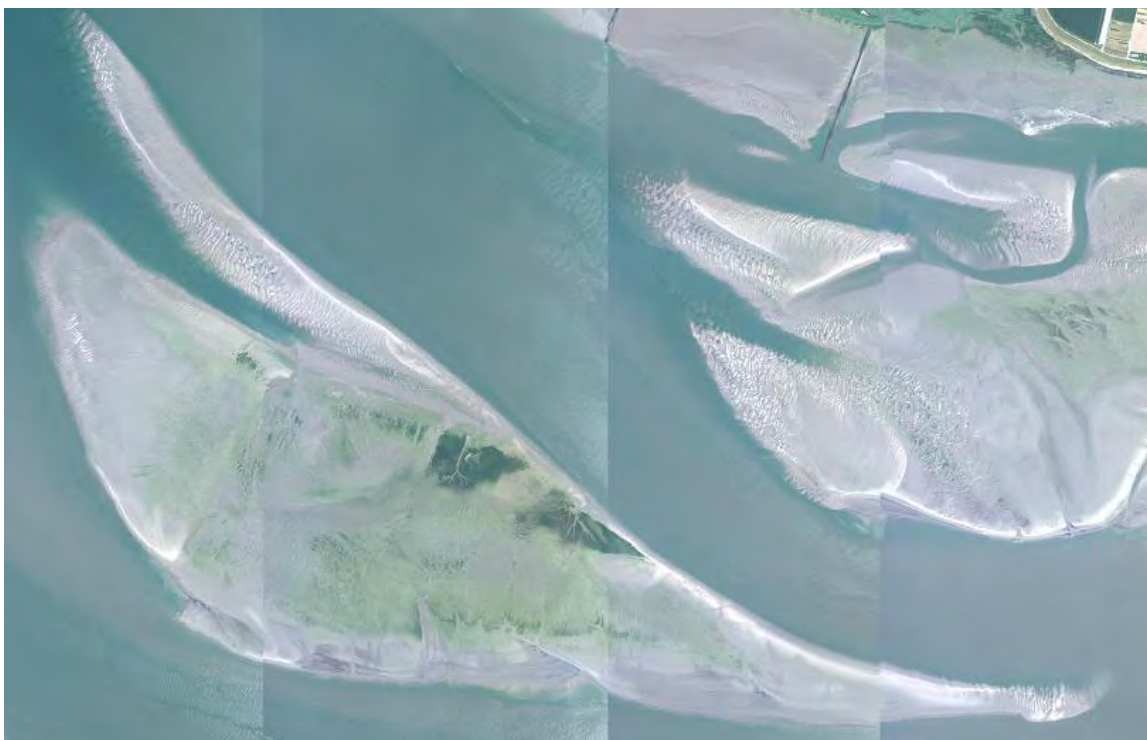


Figuur 47. Stroomrichting (rood, eerste y-as en -snelheid (blauw, tweede y-as) (15 min gemiddelden) op 30 cm hoogte, en waterhoogte (zwart, tweede y-as in m) voor juni 2006 (drie linkergrafieken) en augustus 2006 (drie rechtergrafieken).

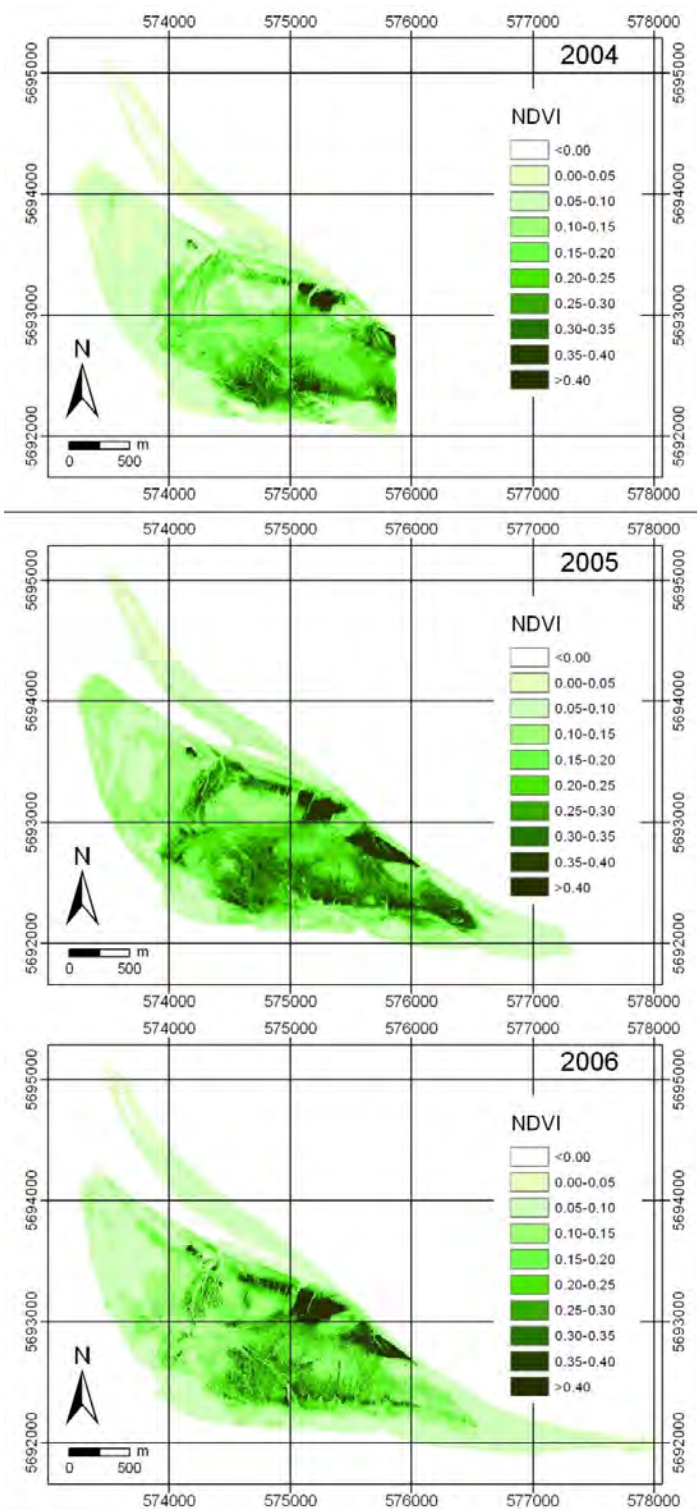
4.2.3. Synoptische surveys vanuit een vliegtuig

NDVI en habitatklassificatie uit hyperspectrale beelden

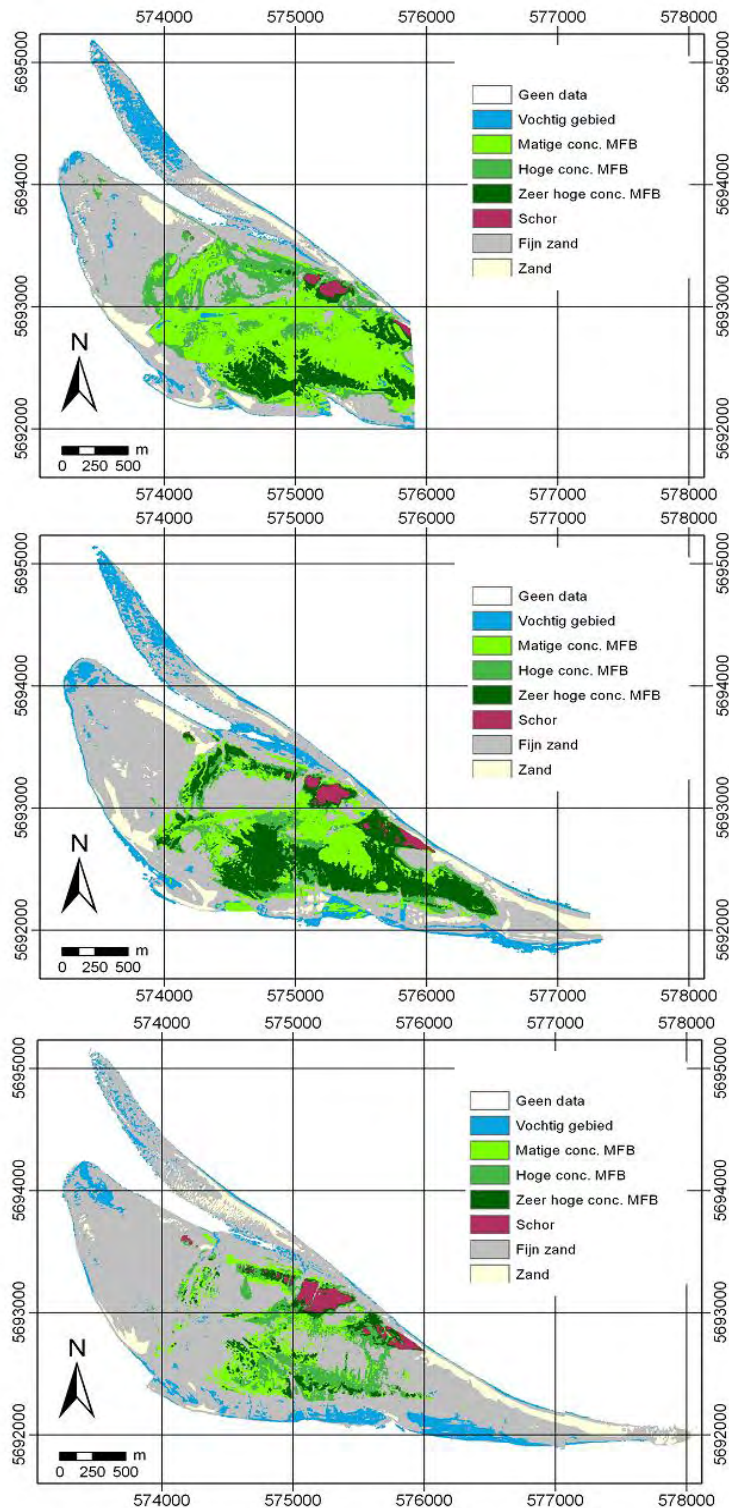
Uit de hyperspectraalbeelden van 8 juni 2004, 27 juni 2005 en 30 juni 2006 (Figuur 48) zijn kaarten afgeleid van de NDVI (Figuur 49). De zeer hoge waarden ($NDVI > 0.4$) geven schor aan, de lagere waarden ($NDVI < 0.4$) microfytobenthos. Mogelijke effecten van de uitbreiding van lage dichtheden van *Salicornia* (Zeekraal) en *Spartina* (Engels slijkgras) op de NDVI zijn hierbij niet meegenomen. Op de NDVI kaarten is de verspreiding en concentratie van het microfytobenthos goed te zien: de laagste concentraties microfytobenthos zijn te vinden op de noordelijke landtong, en de hoogste op het centrale deel van de plaat, met name in het zuidelijke gebied hiervan. Dit patroon is in alle drie de jaren teruggevonden. Er zijn wel duidelijke verschillen in microfytobenthosconcentratie tussen de jaren. Op het NDVI beeld van juni 2005 is, in het algemeen, het microfytobenthos over een groter areaal sterk aanwezig dan in juni 2006 (Figuur 49). Uit de NDVI beelden is op elk van de 40 lokaties voor ieder jaar een NDVI-waarde geëxtraheerd. De gemiddelde NDVI-waarde per habitat (dus CP, NLT, en RP) en voor het totale gebied is voor 2004 steeds lager dan voor 2005 en 2006 (Appendix VI). De concentratie benthische algen op de vaste punten lijkt toegenomen te zijn tussen juni 2004 en juni 2005.



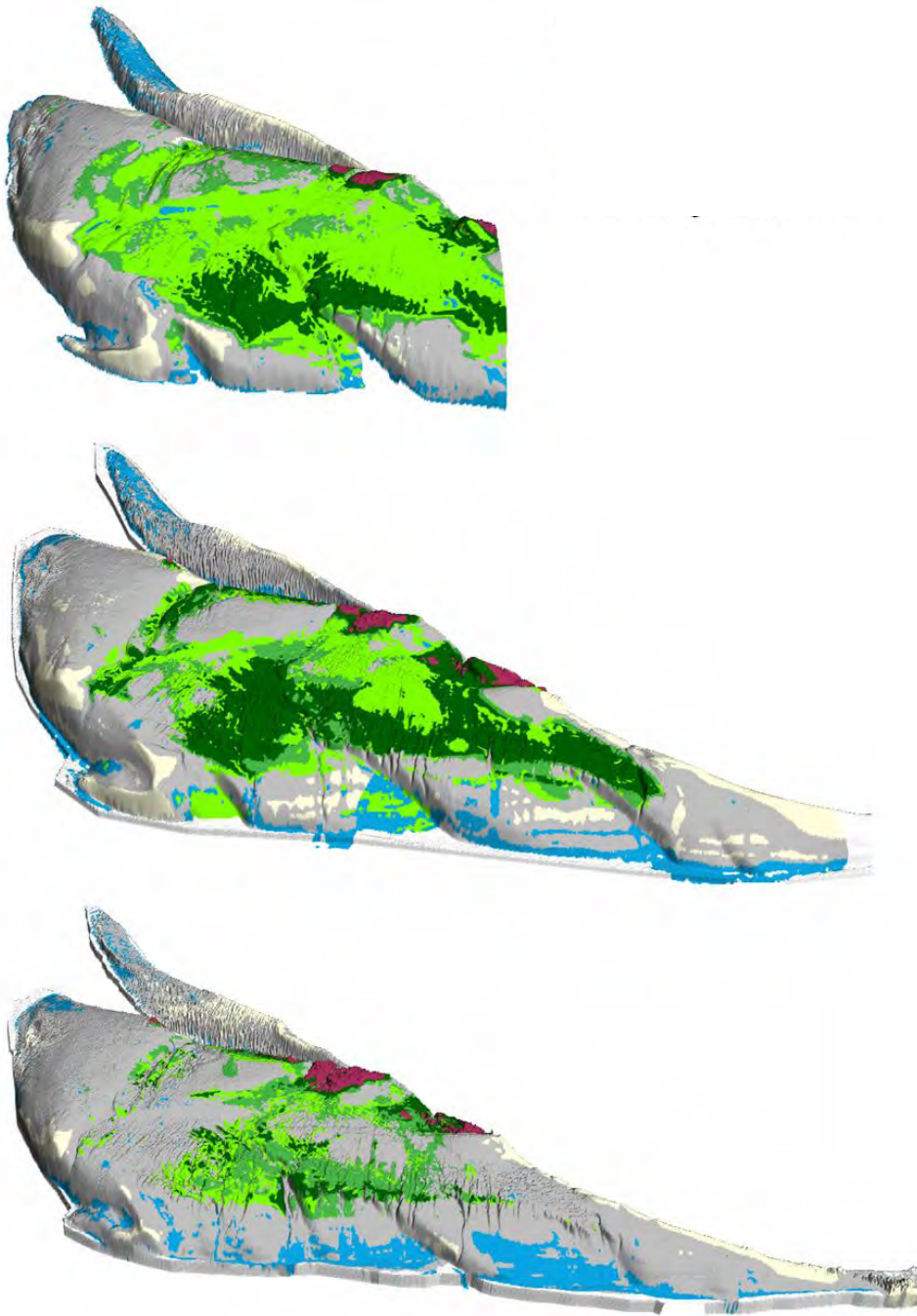
Figuur 48. CASI III beeld van 30 juni 2006.



Figuur 49. NDVI uit het CASI beeld van 8 juni 2004 (4 m resolutie, boven), 27 juni 2005 (4 m resolutie, midden), en 30 juni 2006 (geresampled tot 4 m resolutie, onder).



Figuur 50. Klassificatie van 8 juni 2004 (4 m resolutie, boven), 27 juni 2005 (4m resolutie, midden) en 30 juni 2006 (geresampled naar 4m, onder) van de Plaat van Walsoorden.

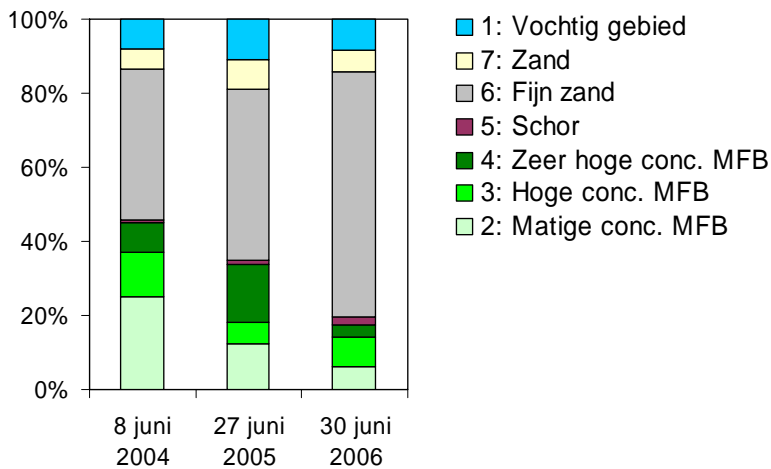


Figuur 51. Klassificatie van 8 juni 2004 (boven), 27 juni 2005 (midden) en 30 juni 2006 (onder) van de Plaat van Walsoorden (in perspectief gezien vanaf de zuidkant), gesuperponeerd op de laseraltimetriedata van respectievelijk 2004, 2005 en 2006. Zie Figuur 50 voor legenda.

De habitatklassificaties laten zien dat het westelijk deel van het schor is uitgebreid en er met name bij de noordelijke landtong op een paar plaatsen verschillen in korrelgrootte (fijn zand en zand) zijn waargenomen (Figuur 50). Uit de combinatie van de klassificatie en de hoogtemetingen uit laseraltimetrie (Figuur 51) blijkt bovendien dat de aanwezigheid van microfytobenthos veelal samenhangt met het geulenpatroon. De gebieden met water zijn met name te vinden op de lagere delen van de plaat aan de zuidkant, westkant en noordelijke landtong.

Een vergelijking van het oppervlak van de zeven klassen uit de drie beelden (Figuur 52) laat zien dat er een afname is in areaal microfytobenthos ten opzichte van de gebieden zonder microfytobenthos. Zoals uit de gevoeligheidsanalyse van VITO naar voren kwam, zijn de verschillen in concentratie van het microfytobenthos tussen de jaren niet met zekerheid te vergelijken (hiervoor zijn de NDVI kaarten meer geschikt), de verschillen tussen wel of geen microfytobenthos en fijn zand/zand/vochtig gebied kan met iets meer zekerheid worden beschouwd. Met andere woorden: uit de klassificaties blijkt een afname in *areaal* aan microfytobenthos en niet een afname in *concentratie*. Met name aan de zuidwestkant van de plaat, en aan de oostkant van de plaat lijkt het oppervlak microfytobenthos sterk te zijn gereduceerd. De NDVI kaarten geven juist een toename van de *concentratie* van microfytobenthos tussen 2004 en 2005.

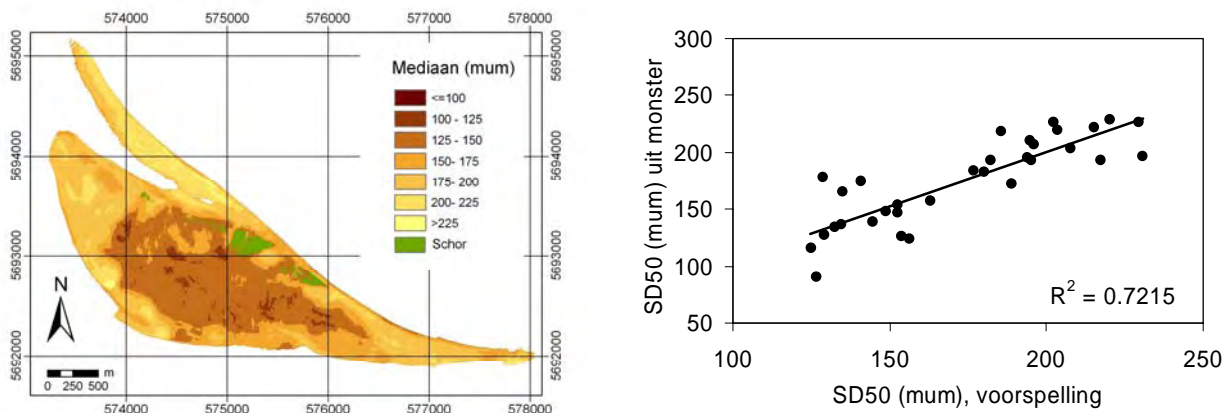
Hierbij moet worden opgemerkt dat de drie hyperspectraalbeelden drie momentopnamen zijn. De NDVI zoals die uit de grondspectraalmetingen is afgeleid, laat zien dat er een grote temporele variabiliteit in de concentratie microfytobenthos bestaat binnen en tussen de jaren. Een vergelijking van de (ruimtelijke verdeling van de) NDVI zoals bepaald uit reflectiemetingen van 13 juli 2005 en 4-5 juli 2006 laat geen significante verschillen in areaal of in concentratie zien.



Figuur 52. Veranderingen in de habitatklassen afgeleid uit de drie hyperspectrale beelden van de Plaat van Walsoorden.

Sedimentklassificatie uit synergie van hyperspectrale en radar remote sensing

De kaart van de mediane korrelgrootte uit synergie van hyperspectrale en radar *remote sensing* (Figuur 53) volgt globaal de habitatclassificatie, met fijn sediment in het centrale deel van de plaat (125-150 μm) en grover sediment (175-225 μm) aan de randen van de plaat en op de noordelijke landtong.



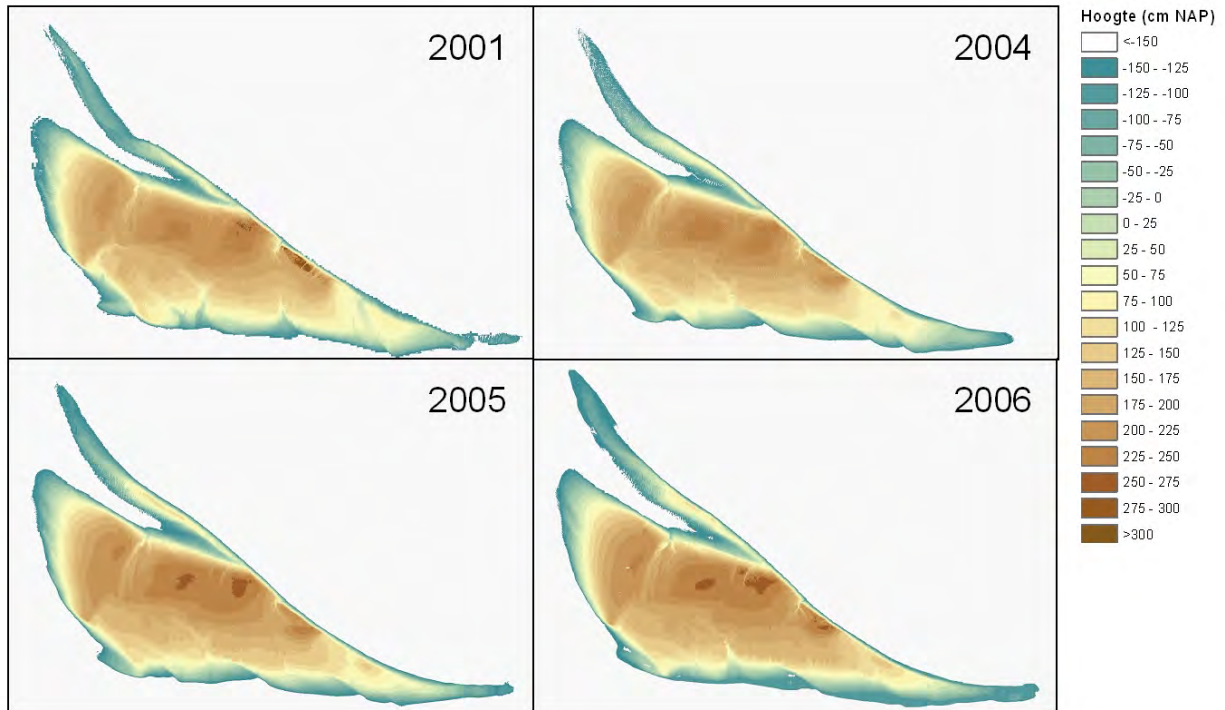
Figuur 53. Kaart van de mediane korrelgrootte voorspeld uit een combinatie van CASI band 9 en ERS SAR (links), en mediane korrelgrootte gebruikt voor de calibratie versus modelvoorspelling uit de combinatie CASI band 9 en ERS SAR (rechts).

Hoogteligging uit laseraltimetrie-data

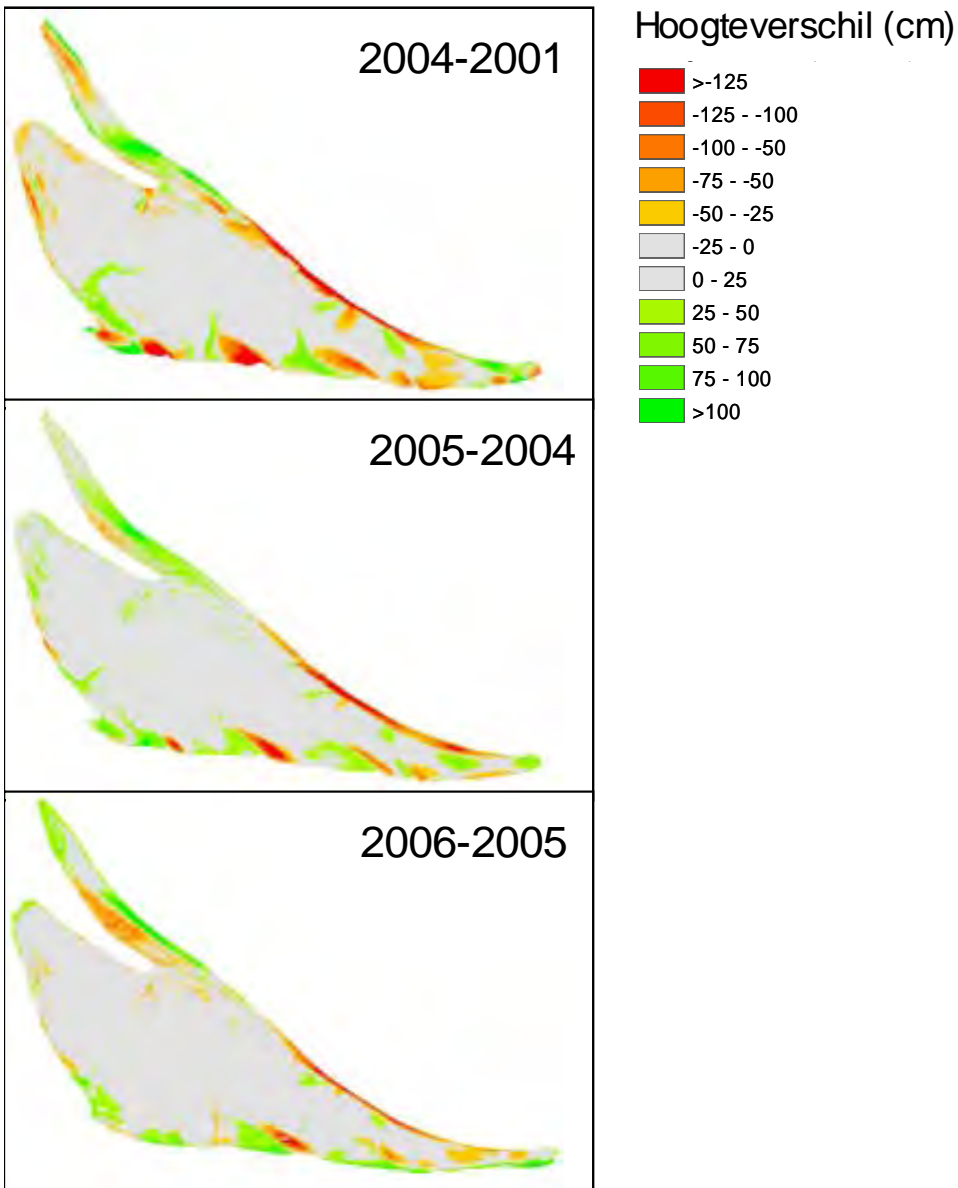
Uit de laseraltimetrie-metingen blijkt het grootste deel van de Plaat van Walsoorden niet significant veranderd (Figuur 54 en 55). Aan de randen van de plaat vinden de grootste veranderingen plaats. Aan de westrand van de plaat heeft erosie (2004-2001) plaatsgemaakt voor aangroei (2005-2004 en 2006-2005). Het noordelijk deel van de plaat, bij het schor, is aan sterke laterale erosie onderhevig. Aan de zuidzijde van de plaat zijn ook veranderingen te zien, met een netto aangroei van sediment. De noordelijke landtong is aan erosie onderhevig aan de zuidzijde, en aangroei aan de oostzijde, zodat de geul tussen de noordelijke landtong en de plaat wordt vergroot. Er is ook een uitbreiding aan de noordzijde van de tong: de noordelijke landtong wordt langer. Het areaal intertidaal wordt daardoor vergroot; er komt hoogdynamisch gebied bij. Op het centrale deel van de plaat vindt een verdere ophoging van met name de hogere gebieden plaats (Figuur 54). Ook aan de oostpunt zijn veranderingen zichtbaar.

Uit transect A-B (Figuur 56) blijkt dat de megaribbels bij A (zuidwestrand van de plaat) sinds 2001 zijn gereduceerd en uiteindelijk verdwenen. De rand van de plaat is over het algemeen iets hoger in 2001 en 2005 dan in 2004 en 2006; dit kan wijzen op de natuurlijke variatie in hoogteligging (met netto erosie in de periode 2001-2004 en 2005-2006, en netto sedimentatie in de periode 2004-2005), maar hierbij moet de onnauwkeurigheid van de laseraltimetriedata (ca 20 cm) in acht worden genomen. De noordelijke landtong is in de loop van de afgelopen vijf jaar naar het oosten gemigreerd (bij B). Op het centrale deel van de plaat (transect C-D) is een geleidelijke netto sedimentatie te zien. Het oostelijk deel (bij D) is juist onderhevig aan (laterale) erosie.

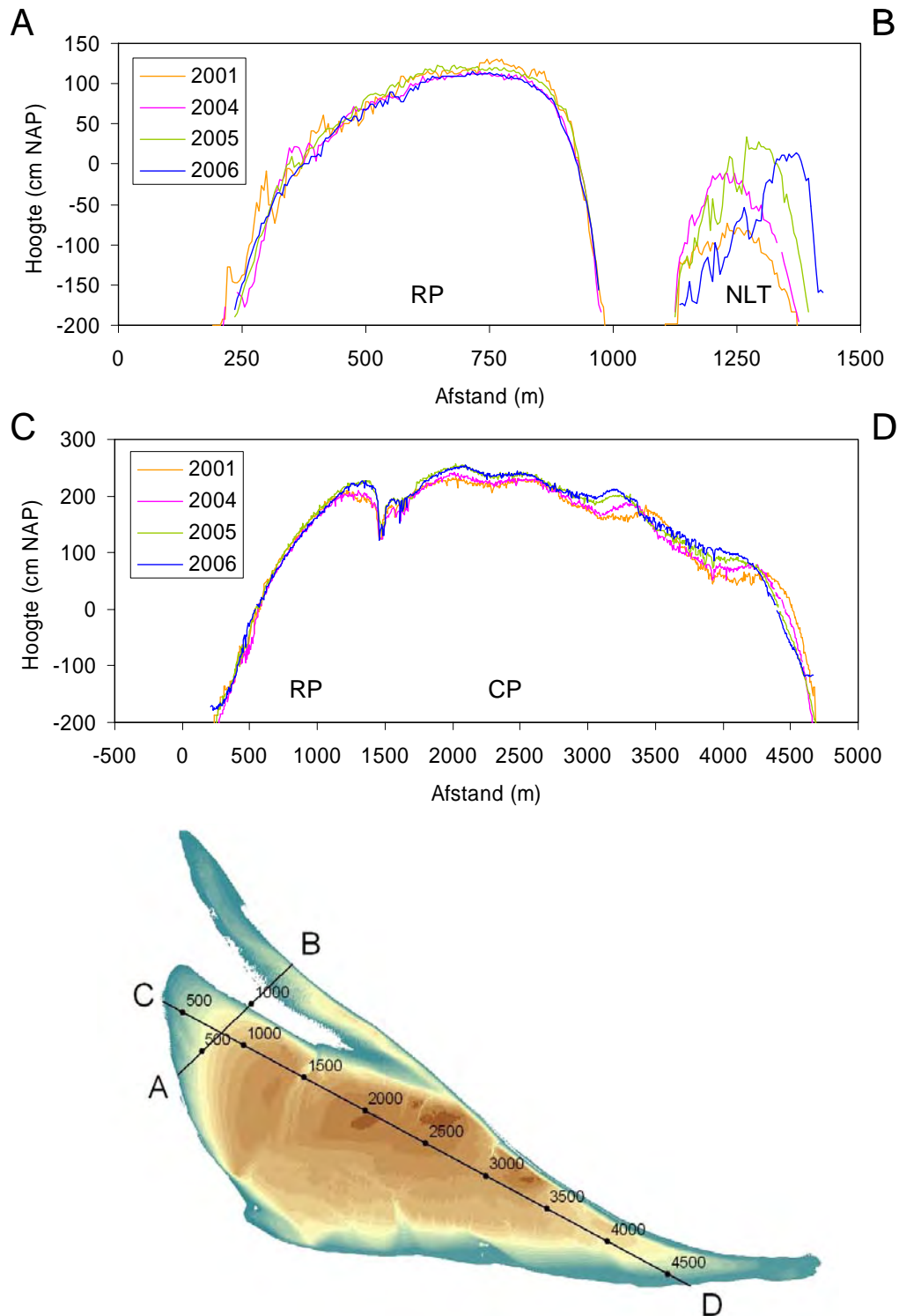
Het algemene beeld is dat van een iets ‘boller’ wordende plaat met een geleidelijke ophoging van het meest centrale deel.



Figuur 54. Hoogteligging van de Plaat van Walsoorden uit laseraltimetrie, gebaseerd op data van Rijkswaterstaat (2001 en 2004) en Eurosense (2005 en 2006). Omtrek is de -1.5 m NAP contour.



Figuur 55. Hoogteveranderingen van de Plaat van Walsoorden uit laseraltimetrie, gebaseerd op data van Rijkswaterstaat (2001 en 2004) en Eurosense (2005 en 2006). Let op: voor iedere kaart is alleen het verschil berekend van het gebied waar voor beide jaren hoogtegegevens zijn bepaald.



Figuur 56. Transect door de rand van de plaat en de noordelijke landtong (A-B) en door de rand van de plaat en de centrale plaat (C-D), met hoogte uit laseraltimetrie-data van Rijkswaterstaat (2001 en 2004) en Eurosense (2005 en 2006).

5.2.4. Statistische analyse van het macrobenthos

Univariate analyses

Biomassa, dichtheid en aantal soorten macrobenthos per monster zijn vergeleken met behulp van ANOVA. Daartoe werden biomassa- en dichtheidsgegevens eerst als natuurlijke logaritmen getransformeerd. Onderzocht werd of de factoren jaar (2004, 2005 en 2006), klasse (habitat CP, NLT en RP) en seizoen (voorjaar en najaar) een invloed hadden op de variabelen. Ook de interacties werden onderzocht; significante interacties kunnen betekenen dat bijvoorbeeld het effect van jaar, afhangt van seizoen.

Uit de ANOVA van biomassa (Appendix VII) blijkt dat zowel seizoen als habitatype een significant effect heeft op de aanwezige biomassa. Er was geen significant effect van jaar. Er is dus geen effect van het storten aan te tonen. Ook de interactietermen waren niet significant. De plots (Figuur 30) tonen dat voor vergelijkbare habitats, de biomassa meestal hoger is in de herfst dan in de lente. Dit ligt volledig in de lijn van eerdere waarnemingen in de Westerschelde (en elders). De resultaten zijn vergelijkbaar met die van de *pilotstudy*. De verschillen in biomassa tussen de drie habitattypen zijn zeer groot. Hieruit blijkt reeds duidelijk dat mocht de stort een significant effect hebben gehad op de verdeling of aard van de habitats, dit in principe uit de monitoringsresultaten zou kunnen blijken.

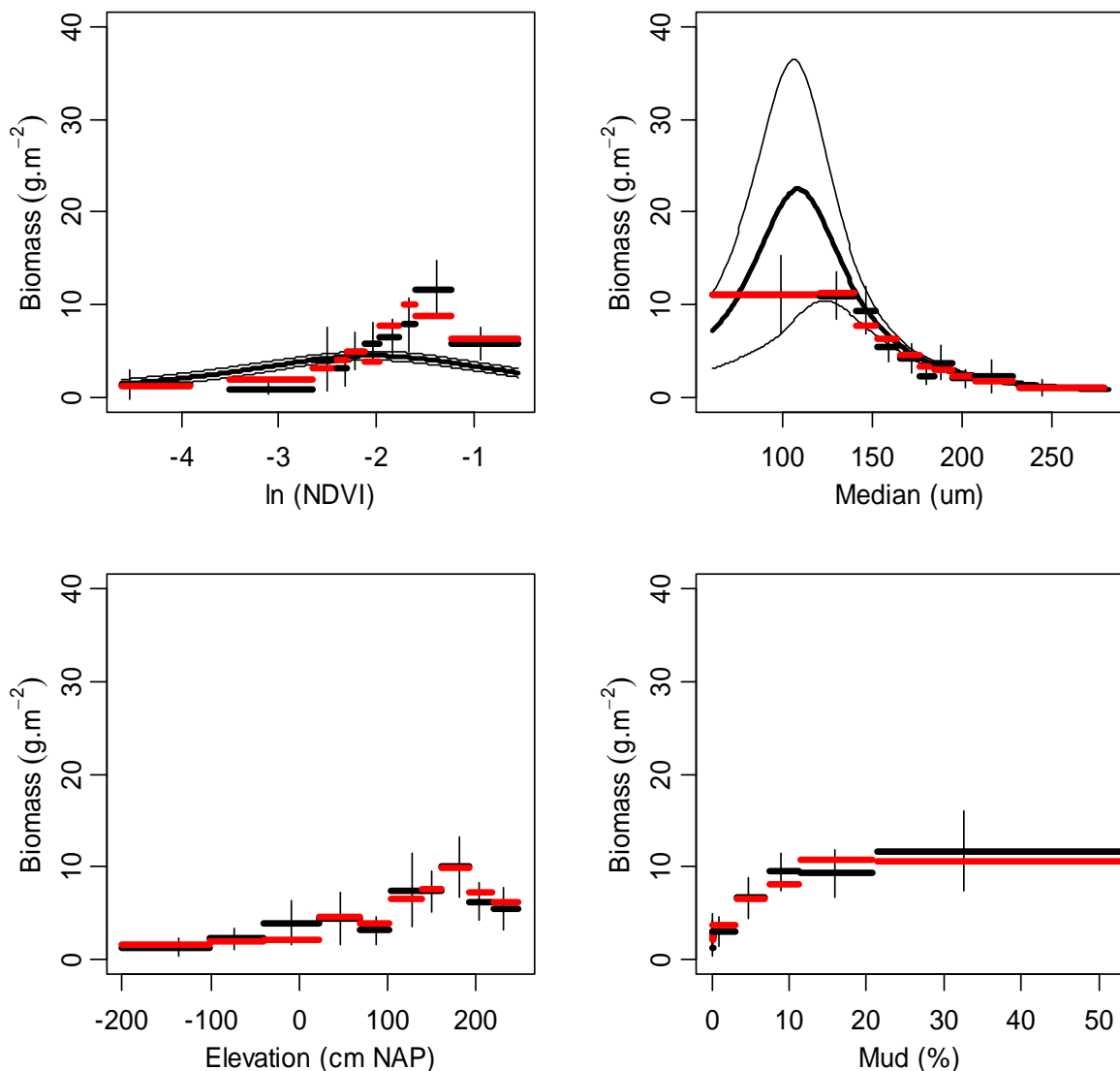
In tegenstelling tot biomassa, is er geen significant effect van seizoen op de (log getransformeerde) dichtheid (Appendix VII). Ook dit resultaat is reeds bij de *pilotstudy* gevonden. Een verklaring kan zijn dat een deel van de rekrutering al had plaatsgevonden bij de lentebemonsteringen, maar dat de fauna nog vooral bestond uit juvenielen van de verschillende soorten. Precies zoals bij biomassa, kon geen significant effect van jaar worden aangetoond, en ook de interacties zijn niet significant. Op basis van totale dichtheid kan eveneens niet worden geconstateerd dat er een negatief effect van de stort is opgetreden.

Het aantal soorten per monster toont een sterk effect van habitatype en van seizoen, en een zwak significant effect van jaar, wanneer wordt gecompenseerd voor de effecten van seizoen en habitatype (Appendix VII). Nadere analyse (Figuur 29) leert dat het aantal gevonden soorten toegenomen lijkt te zijn, met name in het centrale deel van de plaat. Hieruit kan in elk geval worden geconcludeerd dat de storting niet heeft geleid tot een vermindering van het aantal soorten.

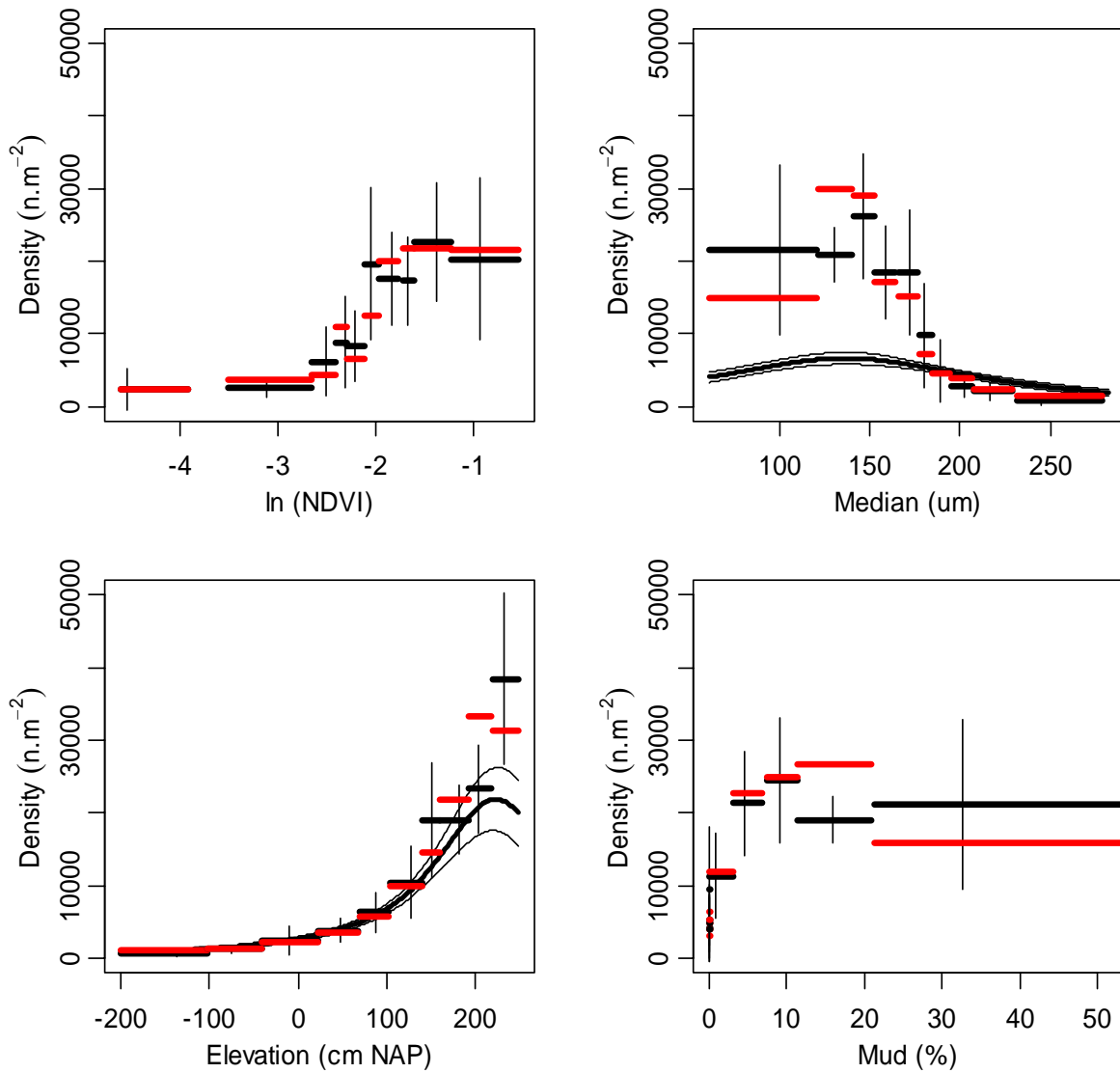
Regressieanalyse van univariate data

Een regressie-analyse is uitgevoerd om de respons van het macrobenthos (biomassa, soortendichtheid en aantal soorten per monster) op de omgevingsvariabelen te toetsen

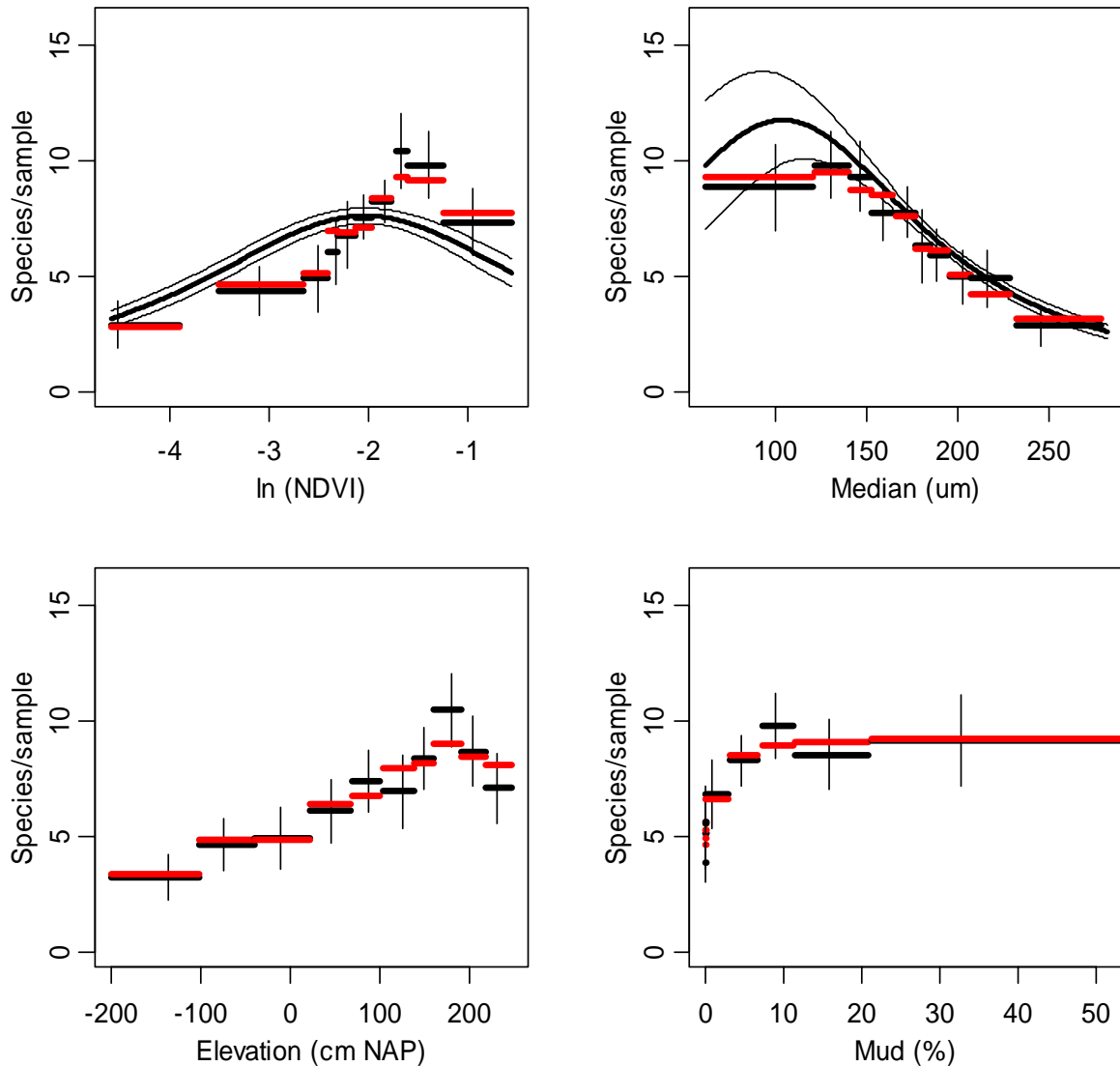
(Appendix VIII). Voor deze analyse zijn alle intertidale benthos-monsters geselecteerd waarvan ook sedimentgegevens beschikbaar zijn, en waarvan uit de hyperspectrale vliegtuigopnamen voor ieder jaar een NDVI is berekend. De responscurven tonen voor biomassa een significante fit van NDVI en mediane korrelgrootte (Figuur 57). Voor de dichtheid van het macrobenthos blijken de mediane korrelgrootte en hoogteligging de meest bepalende factoren (Figuur 58). De soortendiversiteit van het macrobenthos heeft de beste respons op NDVI en mediane korrelgrootte (Figuur 59). De respons van het macrobenthos op het slibgehalte van het sediment was over het algemeen niet significant.



Figuur 57. Regressie-output van de respons van biomassa van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen in het intertidaal: significante fit van NDVI en mediane korrelgrootte van het sediment.



Figuur 58. Regressie-output van de respons van dichtheid van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen in het intertidaal: significante fit van mediane korrelgrootte en hoogteligging.



Figuur 59. Regressie-output van de respons van soortenrijkdom van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen in het intertidaal: significante fit van NDVI en mediane korrelgrootte van het sediment.

Tussen een aantal omgevingsfactoren bestaat een redelijk goede correlatie (Figuur 60). Een responscurve hoeft niet noodzakelijkerwijs een oorzakelijk verband weer te geven, maar kan ook bepaald worden door een gecorreleerde variabele. Zo zou de respons van het macrobenthos op hoogteligging voor het grootste deel bepaald kunnen zijn door het voedselaanbod (zoals afgeleid uit de NDVI uit de CASI-beelden).

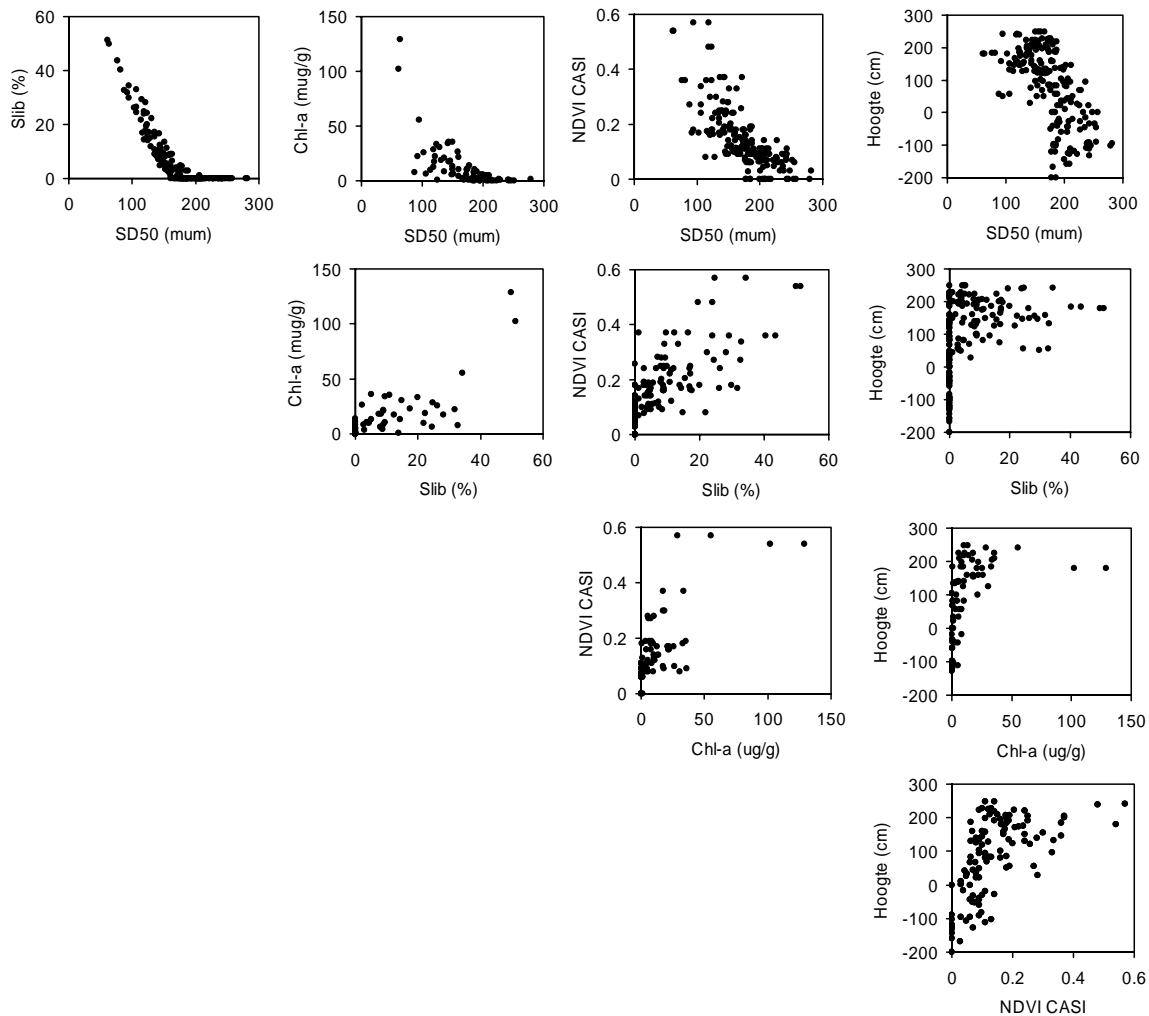


Figure 60. Verband tussen de omgevingsfactoren van de Plaat van Walsoorden, alle data 2004-2006.

Multivariate analyses

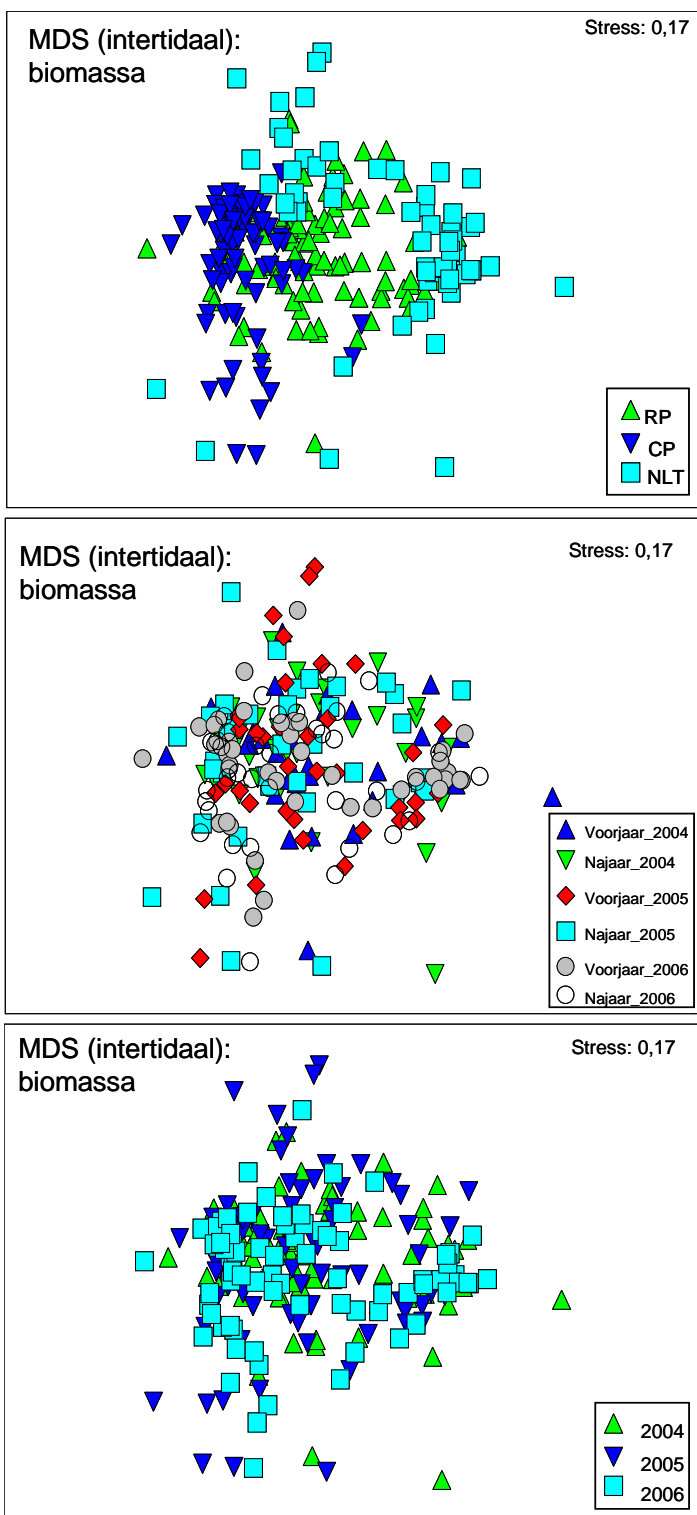
Een multivariate analyse is uitgevoerd op de log-getransformeerde biomassa van het macrobenthos in het intertidaal (Appendix IX). Een aantal monsters is niet meegenomen in de analyse omdat geen macrobenthos is gevonden (stations B30 en B34 van najaar 2006 en B20 van voorjaar 2004), of omdat de monsters slechts één soort bevatten (in stations B30 en B31 van najaar 2004 is alleen *Gastrosaccus spinifer* (aasgarnaaltje) gevonden).

Een MDS plot laat zien dat de drie habitats goed te onderscheiden zijn op basis van biomassa van het macrobenthos (Figuur 61). Ook uit de ANOSIM analyse blijkt dat er significante verschillen zijn tussen de habitats (significantieniveau 0.1%) met een redelijke overlap (*global* $R = 0.327$). Het duidelijkste verschil is gevonden tussen de habitats CP en NLT ($R = 0.576$). RP is significant verschillend van CP en NLT, maar meer overlappend (R

lager). De SIMPER analyse laat zien dat de verschillen tussen CP en NLT te verklaren zijn door hogere biomassa's van *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot), *Pygospio elegans* (Zandpijp), *Macoma balthica* (Nonnetje) en *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) in CP. *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeftje) heeft dan weer een hogere biomassa in NLT. Voor RP vinden we lagere biomassa's van *Nereis diversicolor*, *Macoma balthica* en *Heteromastus filiformis* dan bij CP, maar hogere biomassa's van *Bathyporeia pilosa*, en *Pygospio elegans*. Het verschil tussen RP en NLT zit in hogere biomassa's van *Macoma balthica*, *Pygospio elegans* en *Nereis diversicolor* in RP dan in NLT, en meer *Bathyporeia pilosa* en *Heteromastus filiformis* in NLT.

Het MDS met onderscheid naar bemonstering in de tijd laat geen duidelijke verschillen zien (Figuur 61). De ANOSIM analyse bevestigt dit: het significantieniveau is weliswaar 0.3%, maar er is een sterke overlap in macrobenthosgemeenschappen (*global* $R=0.028$). Er zijn significante verschillen gevonden tussen bepaalde perioden (met name tussen de biomassa in het voorjaar en najaar), maar ook hier is de overlap zeer hoog (lage *R*-waarden). De SIMPER analyse laat zien dat de grootste ongelijkheid (*average dissimilarity* 86.45%) bestaat tussen het macrobenthos in het voorjaar van 2004 en het najaar van 2005. Ook voor veel andere perioden vinden we verschillen, met name veroorzaakt door een verschil in biomassa van *Nereis diversicolor* en *Macoma balthica*.

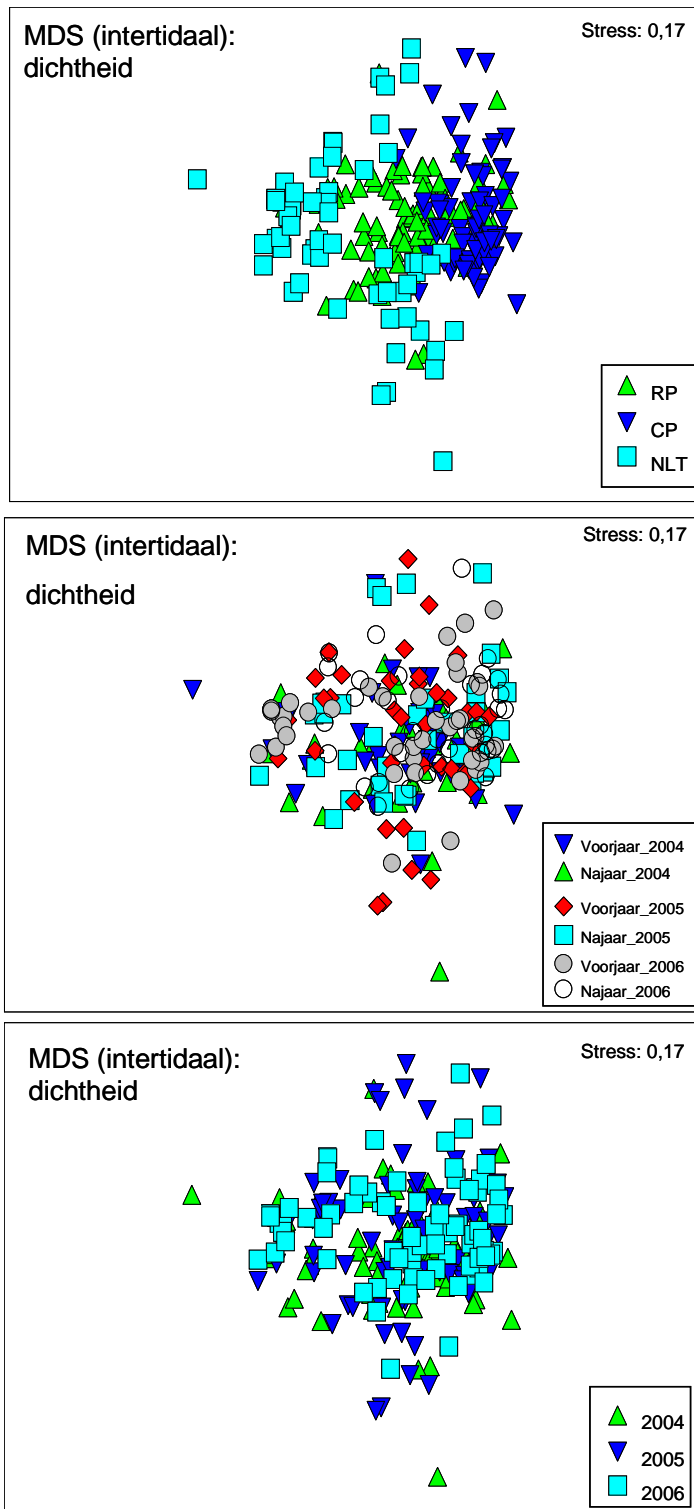
Ook een MDS plot van de jaren laat geen verschil zien in macrobenthosgemeenschappen in 2004, 2005 en 2006 (Figuur 61). De ANOSIM analyse laat zien dat er significante verschillen zijn tussen de jaren (*global* significantieniveau 1.1%), maar de overlap is wederom zeer hoog (*global* $R=0.018$). Het verschil, op basis van biomassa, is gevonden tussen 2004 en 2005, en tussen 2004 en 2006, maar niet tussen 2005 en 2006. Uit SIMPER blijkt dat het verschil tussen 2004 en 2005 voornamelijk is veroorzaakt door een toename in de biomassa van *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor* en *Oligochaeta* en een afname van *Bathyporeia pilosa*. Het verschil tussen 2004 en 2006 is met name te wijten aan een toename van de biomassa van *Nereis diversicolor*, *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis* en een afname van *Bathyporeia pilosa*.



Figuur 61. MDS (multidimensional scaling) plot voor de biomassa van het macrobenthos per habitat (boven), per periode (midden) en per jaar (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.

De multivariate analyse is ook voor de log-getransformeerde soortendichtheid uitgevoerd (Appendix X). Dezelfde monsters als bij biomassa zijn verwijderd. In het MDS zijn de drie habitats ook te onderscheiden op basis van soortendichtheid (Figuur 62). De ANOSIM analyse laat significante verschillen tussen habitats zien (significantieniveau 0.1%) met een redelijke overlap ($R = 0.35$). Het duidelijkste verschil is gevonden tussen de CP en NLT habitat ($R = 0.617$). RP is significant verschillend van de andere twee, maar meer overlappend (R lager). Deze uitkomst stemt overeen met de multivariate analyse van de biomassa van het macrobenthos. Uit SIMPER blijkt dat tussen CP en NLT de grootste dissimilariteit bestaat. Die wordt voornamelijk veroorzaakt door *Pygospio elegans* (Zandpijp), *Oligochaeta*, *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot), *Hydrobia ulvae* (Wadslakje) en *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) in habitat CP en meer *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeftje) in habitat NLT. De habitat RP lijkt sterker op CP (lagere dissimilariteit) dan NLT.

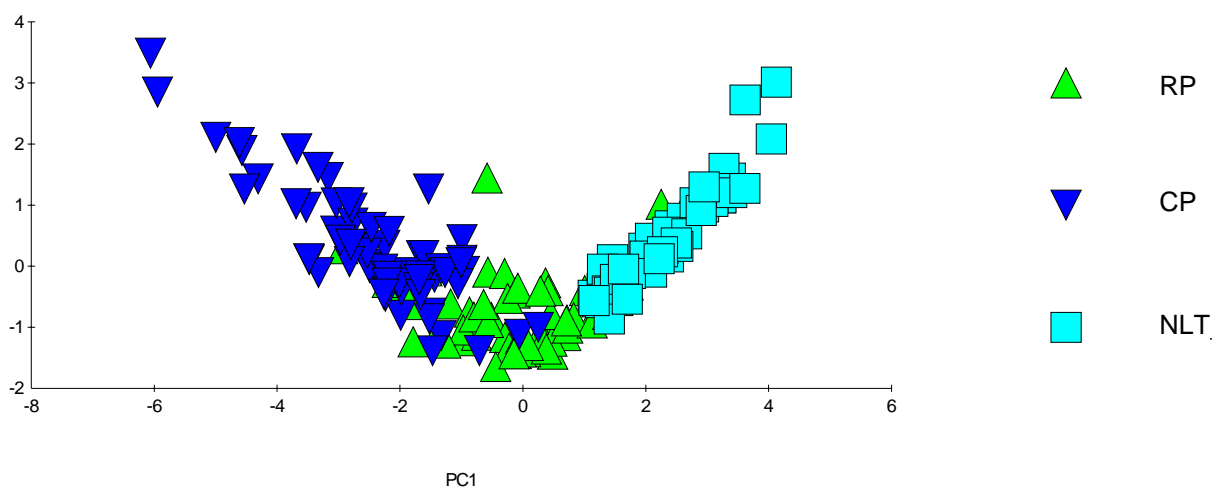
De MDS naar periode en jaar (Figuur 62) laat geen duidelijk onderscheid zien in de tijd. Net als bij biomassa, laat de ANOSIM analyse wel significante verschillen zien in macrobenthosgemeenschap tussen de perioden (meestal voorjaar en najaar), maar de R -waarden zijn zeer laag, wat wijst op een sterke overlap in soorten en niet op verschuivingen in de soortensamenstelling. ANOSIM vindt wel significante verschillen tussen de jaren (*global* significantieniveau 0.4%) (namelijk tussen 2004 en 2005, en tussen 2004 en 2006, maar niet tussen 2005 en 2006), maar de R -waarden zijn laag (*global* $R = 0.025$). Uit SIMPER blijkt dat het verschil tussen 2004 en de andere jaren voornamelijk veroorzaakt is door een toename in de dichtheid van *Pygospio elegans*, *Heteromastus filiformis* en *Oligochaeta* en een afname van *Bathyporeia pilosa* in 2005 ten opzichte van 2004 en een toename in 2004-2006 van de dichtheden van *Pygospio elegans*, *Oligochaeta* en een afname van *Bathyporeia pilosa*. Deze ontwikkeling wijst erop dat de macrobenthosgemeenschap iets hogere dichtheden (en biomassa's) heeft van soorten die kenmerkend zijn voor laagdynamische gebieden.



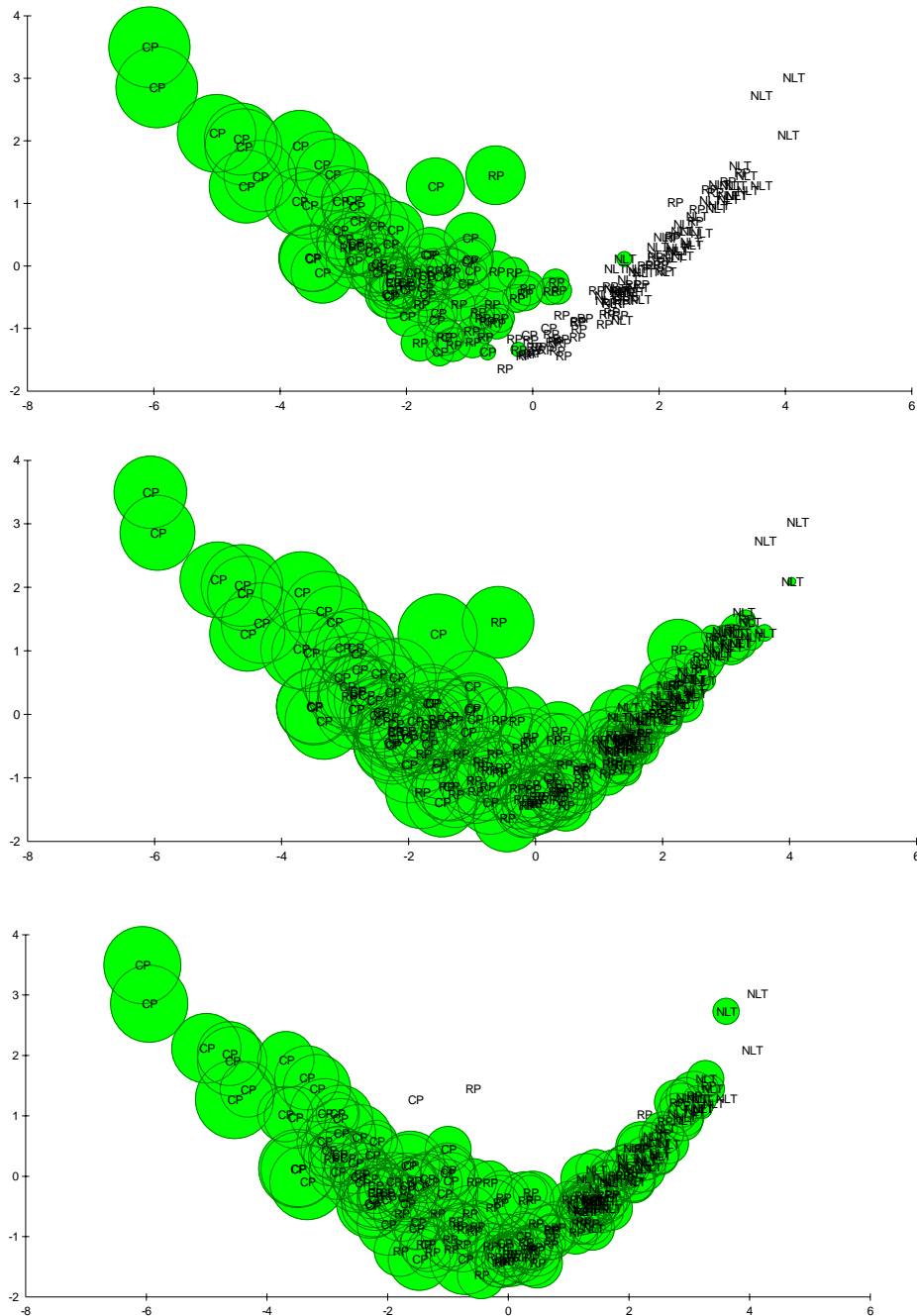
Figuur 62. MDS (multidimensional scaling) plots voor de dichtheid van het macrobenthos per habitat (boven), per periode (midden) en per jaar (onder). Zie paragraaf 4.1.2. voor een toelichting op de grafiek.

Een BIOENV analyse is uitgevoerd om na te gaan welke combinatie van omgevingsvariabelen het sterkst correleert met de biologische patronen (Appendix XI). Hiervoor zijn de waarden (met uitzondering van hoogte) log-getransformeerd. In de analyse zijn de volgende omgevingsvariabelen betrokken: mediane korrelgrootte, slibgehalte, gehalte zeer fijn, fijn, en medium zand, hoogteligging en de NDVI. Voor de log-getransformeerde biomassa is de hoogste correlatie (0.506) gevonden voor de variabelen slibgehalte, percentage zeer fijn zand en NDVI (uit de hyperspectraalbeelden). Een PCA plot laat zien dat de drie habitats goed te onderscheiden zijn op grond van de omgevingsfactoren (Figuur 63). De omgevingsfactoren zijn onderling wel sterk gecorreleerd (Figuur 64, zie ook Figuur 60).

Als alleen naar de data van 2006 wordt gekeken (waarvoor ook informatie uit pigmentanalyses beschikbaar is, zie Appendix XII voor gebruikte afkortingen) blijkt dat dezelfde factoren het meest bepalend zijn voor het macrobenthos: slibgehalte, percentage zeer fijn sediment, en de NDVI uit de hyperspectraalbeelden, en daarnaast chlorofyl-a en chlorofyl-b (Appendix XI).



Figuur 63. PCA ordinatiepplot (PC1 op x-as en PC2 op y-as) met onderscheid naar de drie verschillende habitats op grond van omgevingsfactoren.



Figuur 64. PCA ordinatiepplots (PC1 op x-as en PC2 op y-as) met onderscheid naar de verschillende habitats op grond van omgevingsfactoren. De grootte van de cirkels geeft voor de bovenste figuur het slibgehalte weer, voor de middelste figuur het percentage fijn zand en voor de onderste figuur de NDVI uit hyperspectraalbeelden.

6. Discussie

De ecologische monitoring in deze studie is opgezet om zo goed mogelijk alle ecologische effecten van de stortproef te kunnen waarnemen. De onderzochte effecten van de stort zijn opgedeeld in directe effecten in en nabij de stortgebieden en indirecte effecten in het intertidaal. In het programma is een aantal omgevingsvariabelen van zowel het subtidaal als het intertidaal in de tijd gevolgd. Daarnaast is het macrobenthos als indicator gebruikt voor het detecteren van eventuele verstoringen als gevolg van het storten.

Ecologische monitoring van het subtidaal

De verwachte effecten van de stort in het subtidaal bestonden uit veranderingen in korrelgrootteverdeling (het stortmateriaal kan afwijken van het van nature aanwezige sediment) en veranderingen in het macrobenthos (de van nature aanwezige benthosgemeenschap wordt bedolven en moet zich herstellen of opnieuw vestigen in een gebied met mogelijk andere fysische eigenschappen).

In het najaar van 2004 is 500000 m³ sediment gestort ten noordwesten van de Plaat van Walsoorden. Begin 2006 is in fase 2 van de proef opnieuw 500000 m³ sediment gestort, ditmaal in een gebied ten noordwesten van de oude stort. In de loop van 2006 is opnieuw sediment gestort in dit gebied in het kader van onderhoudsbaggerwerk (ca 770000 m³ in augustus 2006).

In het subtidaal in en rond de stortzones zijn de biomassa, dichtheid en soortensamenstelling van het macrobenthos en de sedimentsamenstelling in de tijd gevolgd. De bemonstering is uitgevoerd in vier gebieden: in het gebied waar in 2004 sediment is gestort (I1), het gebied waar in 2006 is gestort (I2), een controlegebied (C1) en de geul ten zuiden van de noordelijke landtong (G).

Uit de multivariate analyses van deze data blijken significante verschillen in macrobenthos tussen het controlegebied (C1) en het stortgebied van 2004 (I1), waarbij het stortgebied van 2004 bijvoorbeeld lagere biomassa's en dichtheden van *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) en *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) bevat.

Voor zowel gebied I1 als C1 is met behulp van een ANOVA-analyse een significante afname van het slibgehalte aangetoond. Ook is de biomassa in gebied I1 significant veranderd, en is de biomassa, soortendichtheid en soortenaantal in gebied C1 significant veranderd. Voor het stortgebied van 2004 (I1) zijn de veranderingen in de tijd

(over de periode 2004-2006) zoals die naar voren komen uit de multivariate analyse deels vergelijkbaar met die van het controlegebied C1 (bijvoorbeeld minder *Heteromastus filiformis*, en meer *Haustorius arenarius* in 2005 en 2006 dan in 2004). In alle gevallen is de overlap in macrobenthosgemeenschap zeer groot; grote veranderingen in soortsaamenstelling hebben zich niet voorgedaan. De veranderingen in macrobenthos in I1 (en C1) komen wel overeen met de afname aan slibgehalte.

Uit de multivariate analyses blijken ook significante verschillen tussen het controlegebied (C1) en het stortgebied van 2006 (I2), met minder *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) en *Macoma balthica* (Nonnetje) en meer *Nephtys cirrosa* (Zandzager) in het stortgebied dan in het controlegebied. Ook heeft het stortgebied van 2006 (I2) de grootste heterogeniteit in biomassa en dichtheid van het macrobenthos. Het stortgebied van 2006 is ook veel armer in macrobenthos dan het stortgebied van 2004 (I1). Uit de regressie-analyse en multivariate BIOENV analyse kwam naar voren dat de belangrijkste factor voor het macrobenthos in de subtidale gebieden de diepteligging is, en in beperkte mate ook de korrelgrootte en het slibgehalte van het sediment. Omdat I2 dieper is gelegen (gemiddeld ca -10 m NAP tegenover ca -5 tot -6.5 m NAP voor de andere gebieden) en grover is (mediane korrelgrootte is hoger en het slibgehalte is lager) dan zowel het controlegebied (C1) als het stortgebied van 2004 (I1), kan een lagere biomassa en soortendichtheid verwacht worden op grond van de omgevingsfactoren. Het lijkt daarom onwaarschijnlijk dat de stort van 2006 grote gevolgen heeft gehad voor het macrobenthos, maar we hebben dit niet formeel kunnen testen, omdat informatie over de T0 situatie ontbreekt. Het ontbreken van informatie over de situatie voorafgaand aan het storten is ook de reden dat we niet kunnen vaststellen of de saamenstelling van de stort van 2006 afweek van het van nature aanwezige materiaal in I2. Voor I2 zijn in 2006 (na de stort) geen significante veranderingen in de tijd gevonden.

De effecten op het macrobenthos van het ondiepe sublittoraal lijken dus beperkt. In de literatuur is in een aantal studies al aandacht besteed aan de korte en langere termijn effecten van het storten van sediment, met name op het bedekken en de rekolonisatie van macrobenthos (e.g. Jones, 1986; Smith & Rule, 2001; Simonini et al. 2005; Skilleter et al., 2006) in het subtidaal. Het effect van het storten op het macrobenthos hangt af van, bijvoorbeeld, de omvang van de verstoring door storten (met name het volume van het sediment en het areaal waarover het wordt verspreid), de frequentie van het storten, de saamenstelling (korrelgrootteverdeling, biochemische saamenstelling, hoeveelheid organische stof) van het sediment (ook ten opzichte van wat er van nature aanwezig was) en van de condities en geografische ligging van de stortplaats (Newell et al., 1998; Smith & Rule,

2001; Bolam et al., 2006). Over het algemeen zijn de effecten in het ondiep sublittoraal alleen merkbaar in het stortgebied (of tot ca 100 m daar vandaan), en zijn de effecten van korte duur (van Dolah et al., 1984; Roberts & Forrest, 1999; Bolam & Rees, 2003; Fredette & French, 2004; Bolam et al., 2006; Wilber et al., 2007). Deze resultaten zijn in lijn met de bevindingen van de proefstortingen bij de Plaat van Walsoorden.

Waar in vergelijkbare studies significante effecten zijn gevonden, bestaat dit uit een afname in biomassa of dichtheid van macrobenthossoorten, of een verschuiving in dominantie, veelal met een (tijdelijke) toename in opportunistische soorten (Harvey et al 1998; Roberts et al., 1998; Smith & Rule, 2001). Somerfield et al (2005) concludeerden dat mobiele fauna daarnaast gemakkelijker op een verstoring reageren dan grote sessiele fauna (Somerfield et al., 2005). De eerste is meer aangepast aan dynamische omstandigheden, maar slecht aangepast aan uitgebreide organische verrijking (en zuurstofloosheid) van het sediment. De organische belasting kan anderzijds beter worden opgevangen door de fauna van fijne, doorgaans organisch rijke sedimenten. Deze fauna is echter aangepast aan fysisch rustige omstandigheden en is minder goed in staat om te gaan met fysische stress zoals begraving. In de stortproef van Walsoorden heeft het gestorte materiaal een extreem laag organisch gehalte (organisch gehalte is sterk gecorreleerd met percentage slib). Het materiaal is gestort op een plaats met mobiele en adaptieve fauna. Deze factoren tezamen hebben er wellicht toe geleid dat de fauna, ondanks merkbare veranderingen in het sediment voor de proefstort van het najaar van 2004, niet significant is veranderd. Hoewel verwacht kan worden dat de effecten van storting groter zullen zijn in gebieden met een rijkere macrobenthosgemeenschap, kunnen de resultaten van de proef bij Walsoorden niet worden geëxtrapoleerd naar zulke gebieden. Daarbij moet worden opgemerkt dat juist de rijkere gebieden schaars zijn in het subtidaal in de Westerschelde, en bij voorkeur behouden moeten worden. Bij het kiezen van toekomstige lokaties voor het uitvoeren van de stortstrategie dient het macrobenthos daarom eerst goed in kaart te worden gebracht.

De diepteligging bleek een belangrijke factor voor het macrobenthos in het subtidaal. In de stortzones nabij de Plaat van Walsoorden is door de stort de diepte met enkele meters verminderd. De vraag kan gesteld worden of dit kan worden gezien als de creatie van productiever en ecologisch interessanter ondiep sublittoraal (in vergelijking met de toestand voor storten). Algemeen wordt bij het beheer van de Westerschelde groot belang gehecht aan het bewaren of uitbreiden van het areaal aan beschut ondiep-water gebied. Wij vonden echter zeer lage waarden voor biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van de benthische fauna in het sublittoraal gebied. In de aangrenzende ondiepere subtidale gebieden (bijvoorbeeld in het geultje bij de plaat), is wel een rijkere macrofauna gevonden.

Een vermindering van de diepte zal daarom wellicht slechts effect hebben op de productiviteit en biodiversiteit indien het areaal aan zeer ondiep sublittoraal (ondieper dan - 6 m NAP) hiermee wordt vergroot. Met name als een stort in het ondiepe sublittoraal aanleiding zou geven tot het creëren van minder dynamische omstandigheden (bijvoorbeeld ondiep sublittoraal dat niet, zoals nu, wordt gekenmerkt door mobiele zandduinen maar door een slibrijker rustig sediment) zal wellicht een verbetering van de productiviteit van de benthische fauna kunnen worden verwacht. De creatie van een dergelijk laag-dynamisch (ecologisch waardevol) gebied zou gerealiseerd kunnen worden door de volledige uitvoering van de initieel door PAET voorgestelde stortstrategie bij de Plaat van Walsoorden.

Ecologische monitoring van het intertidaal

Voor het intertidaal waren de verwachte effecten met name gerelateerd aan transport van het gestorte sediment naar de plaat. Mogelijke gevolgen hiervan in het intertidaal zijn (1) veranderingen in de hoogteligging, (2) veranderingen in de sedimentsamenstelling, (3) veranderingen in de productiviteit en biomassa van het microfytobenthos en (4) veranderingen in de soortensamenstelling, dichtheid en biomassa van het macrobenthos. Mogelijk zouden hierbij ook nieuwe, ondiepe, habitats worden gecreëerd.

De effecten van de stort van 2004 op het intertidaal zijn verder opgevolgd, en de effecten van de stort van 2006 zijn gevolgd. Een efficiënte monitoringsmethode is toegepast, waarbij nauwkeurige metingen en bemonsteringen en karteringen met behulp van teledetectie-technieken zijn gecombineerd, zodat een goed beeld is verkregen van veranderingen in het macrobenthos, microfytobenthos, sedimentsamenstelling en hoogteligging. Er is hierbij gebruik gemaakt van een indeling naar habitats op grond van een klassificatie van hyperspectrale beelden. Drie habitats zijn onderscheiden: het centrale deel van de plaat, de rand van de plaat en de noordelijke landtong.

Uit de multivariate analyses blijken duidelijke ruimtelijke verschillen in macrobenthos, waarbij de drie habitats (centrale deel van de plaat, rand van de plaat en noordelijke landtong) significant van elkaar te onderscheiden zijn in macrobenthosgemeenschap.

Er zijn ook duidelijke verschillen in fysische eigenschappen tussen de drie habitats. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de gemeten stroomsnelheidsmetingen, waarin een laagdynamisch milieu is gevonden op het centrale deel van de plaat, en een hoogdynamisch milieu op de noordelijke landtong. Ook voor de sedimentsamenstelling is er een significant verschil tussen de habitats, met slibrijk, fijn substraat op het centrale deel van de plaat en grof

slibarm substraat op de noordelijke landtong. Voor de NDVI (een vegetatie-index) uit grondmetingen en voor het chlorofyl-a gehalte zijn ook significante verschillen tussen de habitats waargenomen, met hoge concentraties microfytobenthos op het centrale deel van de plaat, en lage concentraties op de noordelijke landtong. De rand van de plaat is intermediair in zowel stroomsnelheid, korrelgrootte en chlorofyl-a gehalte.

Hyperspectrale beelden hebben zeer gedetailleerde informatie opgeleverd over de ruimtelijke verdeling van de habitats. Tezamen met hoogteligging vanuit een vliegtuig hebben de hyperspectraalbeelden geleid tot een inschatting van sedimentsamenstelling en biomassa van microfytobenthos of schorrenplanten. Uit de univariate (ANOVA) analyses van biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos, en uit de regressieanalyses van het macrobenthos op de omgevingsvariabelen, bleek de relevantie van deze klassificaties, en de noodzaak om zulke informatie over de omgevingsfactoren in de monitoring op te nemen.

De veranderingen in macrobenthosgemeenschap zijn geanalyseerd. De biomassa en soortendiversiteit van het intertidale macrobenthos lijkt licht te zijn toegenomen. Uit de ANOVA-analyse blijkt echter geen significant effect van jaar op de biomassa en de dichtheid van het macrobenthos. Het aantal soorten is wel significant toegenomen in het intertidaal. De multivariate analyses laten zien dat de macrobenthosgemeenschap in biomassa en soortendichtheid van 2004 significant verschilt van die van 2005 en 2006; er zijn geen verschillen tussen 2005 en 2006. De overlap in gemeenschappen tussen 2004 en 2005-2006 is echter groot. De verschillen in de macrobenthosgemeenschappen zijn met name toe te schrijven aan een toename van *Pygospio elegans* (Zandpijp), *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot) en Oligochaeta (regenwormen) en een afname van *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeftje). Deze verandering in macrobenthos is typerend voor meer laagdynamische condities (vgl Bouma et al., 2005). Het lijkt niet waarschijnlijk dat dit effect veroorzaakt is door de stort. Immers, een vergelijking van de data van 2004-2005 met historische gegevens (uit 1989-1990) in de *pilotstudy* liet al een soortgelijke ontwikkeling zien (Forster et al., 2006).

De sedimentatie-erosie plotjes geven een geleidelijke toename van het centrale deel van de plaat te zien, en erosie aan de westrand. Er is een grote natuurlijke temporele variatie in korrelgrootteverdeling en microfytobenthos. Het lijkt erop of het centrale deel van de plaat de afgelopen jaren iets slibrijker is geworden, een tendens die overeenkomt met de toename in hoogte van dit deel van de plaat, en met de gesignaleerde veranderingen in het macrobenthos. Statistische toetsen wijzen echter uit dat zulke veranderingen in het

intertidaal niet significant zijn. Ook voor de NDVI uit grondreflectiemetingen is geen significant effect van jaar aangetoond.

Uit de hyperspectraalbeelden is een afname aan *areaal* microfytobenthos gesignaleerd (met name aan de zuidwestkant en oostkant van de plaat), zowel tussen het beeld van juni 2004 en juni 2005 als tussen het beeld van juni 2005 en juni 2006. Tegelijkertijd is de *gemiddelde NDVI* zoals afgeleid uit de CASI beelden tussen juni 2004 en juni 2005/2006 toegenomen op de vaste stations. Het is niet met zekerheid te zeggen of het hier om lange-termijn veranderingen gaat. De veranderingen in NDVI uit grondreflectiemetingen (d.i. metingen met een grotere temporele resolutie) tussen de jaren bleken niet significant te zijn. Er wordt daarom aanbevolen de veranderingen in NDVI specifiek op te volgen.

De CASI-beelden zijn uitermate geschikt voor het in kaart brengen van de gedetailleerde ruimtelijke variatie in NDVI (chlorofyl-a). In dit onderzoek is gekozen voor het in kaart brengen van de voorjaarspiek in chlorofyl-a met behulp van CASI. De NDVI uit grondreflectiemetingen en chlorofyl-a gehalten van monsters laten een grote temporele variatie zien als gevolg van bijvoorbeeld temperatuur en begrazing door bodemdieren. De grondreflectiemetingen en chlorofyl-a gehalten uit monsters van juni en juli (en in iets mindere mate mei en augustus) correleren echter het best met de biomassa, soortendichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos in augustus 2006; de grondreflectiemetingen en chlorofyl-a gehalten van januari 2007 correleren zeer slecht met het macrobenthos in augustus 2006. Voor het gebruik van CASI- beelden voor het in kaart brengen van de verschillende habitats lijken voorjaars- of zomerbeelden daarom het meest geschikt. Vanwege de kosten zijn CASI-beelden niet het meest aangewezen middel voor het gebiedsdekkend monitoren van de seizoensvariatie in chlorofyl; voor het in kaart brengen van deze temporele variatie zijn satellietbeelden (zoals Landsat TM/ETM+ of SPOT XS) beter geschikt.

De combinatie van hyperspectraal- en radarbeelden heeft een gedetailleerde kaart van de korrelgrootte van het sediment van het intertidaal opgeleverd. De methode is geschikt voor het volgen van de sedimentsamenstelling in de tijd (Van der Wal & Herman, 2007). Dit zou een waardevolle aanvulling zijn op de in-situ bemonstering voor fase 3 van de monitoring.

Uit de responscurven blijkt dat voor het macrobenthos de meest productieve en ecologisch interessantste gebieden worden gevonden in die zones waar de primaire productie bepaald wordt door het microfytobenthos, waar de hoogteligging intermediair is, waar de fysische dynamiek beperkt is en waar het slibgehalte relatief iets hoger is. Indien

het storten op langere termijn zou leiden tot het verder verhogen van de hoogste delen van de plaat, zou dit voor het macrobenthos ongunstig uitpakken (hoewel dit door de schorvorming en de ecologische waarde daarvan tenminste gedeeltelijk zou worden gecompenseerd). Indien het storten aanleiding zou geven tot een uitbreiding van het areaal aan hoogdynamisch gebied, zoals gevonden op de noordelijke landtong op de plaat, zou dit eveneens ongunstig uitpakken voor het macrobenthos. Als door de stort een relatief groter gebied met intermediaire dynamiek (bijvoorbeeld stroomsnelheid), intermediaire hoogteligging, en relatief hoog slibgehalte in het sediment zou ontstaan, dan zou dit ecologisch als een gunstige ontwikkeling kunnen worden gekenmerkt.

In de literatuur is reeds aandacht besteed aan alternatieve methoden om baggerspecie te bergen (Bolam and Whomersley, 2005), bijvoorbeeld voor de constructie van kunstmatige habitats, inclusief schorren (Laselle et al., 1991; Posey et al., 1997; Streever, 2000) en slikken (Fredette and French, 2004; Ray 2000; Bolam and Whomersley, 2005). Toch zijn er nog zeer weinig voorbeelden van positieve veranderingen van habitats door het storten van baggerspecie (Bolam and Whomersley, 2005). Mogelijke verklaringen hiervoor zijn verschillen in sedimentkenmerken tussen artificiële en natuurlijke habitats, subtiele effecten van hoogteligging voor rekolonisatie (Bolam and Whomersley, 2005) en wellicht ook biogeochemische aspecten (Forster et al., 2006). In de experimenten bij de Plaat van Walsoorden zou de haalbaarheid van het creëren van nieuwe habitat worden onderzocht, zoals die bij het volledig uitvoeren van de storting (ca 4-5 miljoen m³) zou kunnen worden verwacht. Tot nu toe is door de proefstorten bij Walsoorden geen nieuw intertidaal habitat ontstaan. Multibeam surveys tonen aan dat het gestorte sediment echter wel degelijk langzaam richting de plaat wordt getransporteerd. Het is daarom noodzakelijk de ecologische monitoring voort te zetten. Met name wanneer het sediment de plaat bereikt, worden ecologische effecten in het intertidaal verwacht, en zou het areaal van het intertidaal enigszins kunnen worden vergroot. Op dit moment is moeilijk in te schatten of hierdoor ook het areaal laagdynamisch intertidaal (in plaats van hoogdynamisch intertidaal, zoals de noordelijke landtong) wordt vergroot, waardoor de biomassa en soortenrijkdom van het macrobenthos significant kan toenemen.

Toekomstig onderzoek

De proefstortingen die in dit rapport worden besproken zijn uitgevoerd op een relatief beperkte schaal. Nu de stortproeven van 2004 en 2006 positief hebben uitgepakt, kan er wellicht worden overgegaan tot het uitvoeren van een experiment met morfologisch storten op grotere of volle schaal. Het zal bij een dergelijk experiment vooral belangrijk zijn

om na te gaan of een schaalvergroting van het storten niet alsnog leidt tot een ophoging van de plaat of tot een drastische verandering van de sedimentsamenstelling. Daarnaast zal het ook zeer belangrijk zijn na te gaan of er ecologisch waardevol nieuw habitat is gecreëerd. De vraag is welke hoeveelheden sediment, over welke oppervlakken, wanneer en met welke frequentie gestort, zouden moeten worden aangewend om ecologisch nadelige effecten te voorkomen, en om ecologisch gewenste effecten te verkrijgen.

Op basis van de bemonsteringen die nu zijn uitgevoerd, kan worden gesteld dat het dynamische subtidale gebied extreem arm is aan fauna. Als daarin verandering kan worden gebracht, zonder afbreuk te doen aan de kwaliteit van het habitat op de plaat, zou dat de ecologische waarden in de Westerschelde zeker ten goede komen. De hypothese die daarbij kan worden gesteld is dat het creëren van rustig ondiep subtidaal gebied zowel voor het macrobenthos in dit gebied, als voor de vissen een gunstig effect zal hebben. Er is echter nog weinig bekend over de afhankelijkheid van het subtidale macrobenthos van respectievelijk diepte en stroomsnelheid. Er is daarom behoefte aan gericht onderzoek naar welke fysische factoren sturend zijn voor het subtidale macrobenthos. Dit kan verdere aanbevelingen opleveren over waar toekomstige stortlocaties in de Westerschelde het meest gunstig kunnen zijn voor de ecologie: subtidale gebieden met een lagere hydrodynamiek of subtidale gebieden met een geringe diepte.

Voor de ecologische monitoring van een dergelijk vervolg van het morfologisch storten is het van groot belang voorafgaand aan de stort te bemonsteren, zowel in het geplande stortgebied, als in een controlegebied met vergelijkbare diepte, stroomsnelheid en korrelgrootteverdeling (slibgehalte).

7. Conclusies

Concluderend kunnen we stellen dat het storten in deze proef geen aanleiding heeft gegeven tot meetbare nadelige ecologische gevolgen op een termijn van een paar jaar. In het subtidaal heeft de stort van het najaar van 2004 op de stortplaats de korrelgrootteverdeling van het sediment significant beïnvloed, en is sindsdien het slibgehalte verder afgenomen. Samenhangend met deze ontwikkeling is een aantal significante veranderingen in de biomassa van het macrobenthos en in de macrobenthossamenstelling gevonden. Zo is de biomassa en dichtheid van bijvoorbeeld *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm) afgenomen, en de biomassa en dichtheid van *Haustorius arenarius* (Zandvlokreeft) toegenomen. Een soortgelijke ontwikkeling is echter ook gevonden in het controlegebied.

Ook voor de stort van 2006 lijken grootschalige effecten op het macrobenthos te zijn uitgebleven. Voor deze stort kan dit echter niet met zekerheid worden gesteld, omdat er geen bemonstering voorafgaand aan de stort kon worden uitgevoerd om de natuurlijke habitat en macrobenthosgemeenschap te karakteriseren.

In het intertidaal is de soortendiversiteit toegenomen. Ook de samenstelling van het macrobenthos is significant veranderd: de biomassa en dichtheden van bijvoorbeeld *Heteromastus filiformis* (Rode draadworm), *Pygospio elegans* (Zandpijp), *Nereis diversicolor* (Zeeduizendpoot), en *Oligochaeta* (regenwormen) is over het algemeen toegenomen, terwijl de biomassa en dichtheid van *Bathyporeia pilosa* (Kniksprietkreeftje) is afgenomen. De ontwikkeling lijkt samen te hangen met een geleidelijke ophoging en meer laagdynamisch worden van het centrale deel van de plaat. De veranderingen lijken gerelateerd te zijn aan een langjarige ontwikkeling van de plaat, en niet gerelateerd aan de stort. Tot op heden zijn geen significante veranderingen in sedimentsamenstelling geconstateerd.

Omdat het gestorte materiaal slechts langzaam richting de plaat wordt getransporteerd, is de morfologie van de plaat ook niet beïnvloed. Er is dus ook geen nieuw ecologisch interessant intertidaal habitat gecreëerd. Dergelijke positieve gevolgen waren ook niet verwacht, gezien de relatief beperkte omvang van de storten.

Referenties

- Bolam, S.G. , Rees, H.L. (2003). Minimizing the impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environmental Management* 32: 171-188.
- Bolam, S.G. , Rees, H.L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K.R., Warwick, R.M., Atkins, M., Garnacho, E. (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin* 52: 415-426.
- Bolam, S.G. & Whomersley, P. (2005). Development of macrofaunal communities on dredged material used for mudflat enhancement: a comparison of three beneficial use schemes after one year. *Marine Pollution Bulletin* 50: 40-47.
- Bouma, H., D.J. de Jong, F. Twisk, K. Wolfstein (2005). Zoute wateren ecotopenstelsel (ZES.1) voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ/2005.024, Rijkswaterstaat-RIKZ, Middelburg.
- Combe, J.-P., P. Launeau, V. Carrère, D. Despan, V. Méléder, L. Barillé, C. Sotin, 2005. Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Rem. Sens. Env.* 371-387.
- Cruz-Motta, J.J., Collins, J. (2004). Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. *Marine Pollution Bulletin* 48: 141-280.
- Deronde, B., Kempeneers, P., Forster, R.M. (2006). Imaging spectroscopy as a tool to study sediment characteristics on a tidal sandbank in the Westerschelde. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69: 580-590.
- Forster, R.M., Rossi, F., Bonnie, K., Heip, C.H.R. & Herman, P.M.J. 2006. *Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde: ecologisch monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden*. Rapport 11/11. NIOO 2006-02. Yerseke, Netherlands.
- Fredette, T.J. & French, G.T. (2004). Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 49: 93-102.
- Gray, J.S., 1974. Animal-sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann Rev.* 12: 223-261.

- Harvey, M., Gauthier, D., & Munro, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macrobenthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Chaleurs, eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 41-55.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. van de Koppel, C.H.R. Heip (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Adv. Ecol. Res.* 29: 195-240.
- Holland, A.F., A.T. Shaughnessy, H.M. Hiegel (1987). Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos - spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10: 227-245.
- Jones, A.R. (1986). The effects of dredging and spoil disposal on macrobenthos, Hawkesbury Estuary, NSW. *Marine Pollution Bulletin* 17: 17-20.
- Laselle, M.W., Landin, M.C., J.G. Sims (1991). Evolution of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands* 11: 191-208.
- Leys, E., Plancke, Y. & Ides, S. (2006). Shallow, shallower, shallowest: morphological monitoring Walsoorden. Proceedings 15th International Congress of the International Federation of Hydrographic Societies. *Special Publication of the Hydropgraphic Society*, 55, pp. 93-96.
- Little, C. (2000). *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press, Oxford, 252 pp.
- McCall, P.L. (1976). Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *Journal of Marine Research* 35: 221-266.
- Newell, R.C., L.J. Schneider, D.R. Hitchcock (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 36: 127-178.
- Pagliai, A.M.B., Varriale, A.M.C., Crema, R., Galletti, M.C., Zunarelli, R.V. (1985). Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin* 16: 483-488.
- Plancke, Y.M.G., Peters, J.J., Ides, S. (2006). A new approach for managing the Western Scheldt's morphology and ecology. *31st PIANC Congress*, Portugal.
- Posey, M.H., T.D. Alpin, C.M. Powell (1997). Plant and infaunal communities associated with a created marsh. *Estuaries* 20: 42-47.
- Rainey, M.P., A.N. Tyler, D.J. Gilvear, R.G. Bryant & P. McDonald, P. (2003). Mapping intertidal estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. *Rem. Sens. Env.* 86: 480-490.

- Ray, G.L. (2000). Infaunal assemblages on constructed intertidal mudflats at Jonesport, Main (USA). *Marine Pollution Bulletin* 40: 1186-1200.
- Richards, J.A. (1999). *Remote sensing digital image analysis: an introduction*, Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 240.
- Roberts, R.D., M.R. Gregory & B.A. Forster (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study - a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36: 231-235.
- Roberts, R.D. & Forrest, B.M. (1999). Minimal impact from longterm dredge spoil disposal at a dispersive site in Tasman Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 623-633.
- Sanders, H.L. (1958). Benthic studies in Buzzard Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limn. Oceanogr.* 3: 245-258
- Simonini, R., I. Ansaloni, Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D. (2005). Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 40, pp. 1595-1605.
- Skilleter, G.A., Pryor, A., Miller, S. & Cameron, B. (2006). Detecting the effects of physical disturbance on benthic assemblages in a subtropical estuary: a beyond BACI approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, pp. 271-287.
- Smith, S.D.A. & Rule, M.J. (2001). The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water soft-sediment community in the Solitary Islands Marine Park, NSW Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 42, pp. 1040-1048.
- Snelgrove, P.V.R., C.A. Butman (1994). Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 32: 111-177.
- Somerfield, P., Atkins, M., Bolam, S.G., Clarke, K.R., Garnacho, E., Rees, H.L, Smith, R, Warwick, R.M. (2005). Relative impacts at sites of dredged material relocation in the coastal environment: a phylum-level meta-analysis approach. *Marine Biology* 148: 1231-1240.
- Streever, W.J. (2000). *Spartina alterniflora* marshes on dredged material: a critical review of the ongoing debate over success. *Wetlands Ecology and Management* 8: 295-316.
- Temmerman, S., T.J. Bouma, J. van de Koppel, D. van der Wal, M.B. de Vries, P.M.J. Herman (2007). Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape. *Geology*, in press.
- Tucker, C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8, pp. 127-150.

- Thomson, A., Fuller, R., Yates, M., Brown, S., Cox, R., Wadsworth, R. (2003). The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and saltmarshes in eastern England. *International Journal of Remote Sensing* 24: 2717-2737.
- Thomson, A.G., Huiskes, A., Cox, R., Wadsworth, R.A., Boorman, L.A. (2004). Short-term vegetation succession and erosion identified by airborne remote sensing of the Westerschelde saltmarshes, The Netherlands. *International Journal of Remote Sensing* 25: 4151-4176.
- Underwood, A.J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3-15.
- Underwood, G.J.C., J. Kromkamp (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Adv. Ecol. Res.* 29: 93-153.
- van der Veer, H.W., Bergman, M.J.N. & Beukema, J.J. (1985). Dredging activities in the Dutch Waddensea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research* 19: 183-190.
- van der Wal, D., A. Wielemaker-van den Dool, Herman, P.M.J. (2005). Characterisation of surface roughness and sediment texture of intertidal flats using ERS SAR imagery. *Remote Sensing of Environment* 98: 96-109.
- van der Wal, D., & Herman, P.M.J. (2007). Regression-based synergy of optical, shortwave infrared and microwave remote sensing for monitoring the grain-size of intertidal sediments. *Remote Sensing of Environment*, in press.
- van der Wal, D., T. Ysebaert, R.M. Forster, F. Rossi, T.J. Bouma, P.M.J. Herman, Y.M.G. Plancke (2007). Synoptic techniques for monitoring the response of intertidal benthic biota to an alternative dredging strategy. *5th IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics (RCEM2007)*. Taylor & Francis en Balkema, Leiden.
- van Dolah, R.F., D.R. Calder & D.M. Knott (1984). Effects of dredging and openwater disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina estuary. *Estuaries* 7: 28-37.
- Warwick, R.M., J.D. Goss-Custard, R. Kirby, C.L. George, N.D. Pope, A.A. Rowden (1991). Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn estuary different? *J. Appl. Ecol.* 28: 329-345.
- Waterbouwkundig Laboratorium (2003). *Alternative dumping strategy Walsoorden; Results physical and numerical modelling*. Rapport. Borgerhout.
- Wilber, D.H., Clarke, D.G., Rees, S.I. (2007). Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 42-52.

- Yates, M.G., A.R. Jones, S. McGrorty & J.D. Goss-Custard (1993). The use of satellite imagery to determine the distribution of intertidal surface sediments of the Wash, England. *Est. Coast. Shelf Sci.* 36: 333-344.
- Yozzo, D.J., Wilber, P. & Will, R.J. (2004). Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement and restoration in New York, New Jersey harbour. *Journal of Environmental Management* 73: 39-52.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J. & Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surface along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225, pp. 79-95.
- Zajac, R.N., R.N. Whitlatch, S.F. Thrush (1998). Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia* 376: 227-240.

Appendices

Statistische analyse van het subtidaal

Appendix I.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het subtidaal: beschrijving

Biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het macrobenthos, en slibgehalte, mediane korrelgrootte en hoogte voor de voorjaars- en najaarsbemonsteringen.

Oude impactgebied, nieuwe controlegebied (I1)

I1 (n=20)	nj 2004		vj 2005		nj 2005		vj 2006		nj 2006	
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	1966.00	1531.61	2537.58	2679.19	4124.09	8761.42	1109.69	1546.34	1453.81	3112.56
CAPICAPI	0.00	0.00	0.00	0.00	1.22	3.97	10.57	26.16	9.40	20.90
HETEFILI	1207.46	1096.80	1145.93	1094.29	434.14	550.72	142.21	216.26	254.23	335.86
MACOBALT	393.45	847.46	637.33	1025.36	804.98	2145.38	824.07	1456.99	1103.09	3043.87
NEPHCIRR	236.43	515.25	226.37	728.26	107.91	313.18	13.48	60.29	46.66	155.42
SPIOMART	0.00	0.00	0.00	0.00	1.90	6.24	0.00	0.00	3.62	7.96
THARMARI	1.30	3.56	1.68	6.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.59
Density (#/m ²)	550.03	394.05	690.03	591.70	600.03	765.06	280.01	299.41	253.35	172.50
Soorten (#)	1.90	1.02	2.20	1.24	2.20	1.44	2.25	1.48	2.30	1.22
Slib (%)	1.32	2.42	0.22	0.68	0.40	1.28	0.00	0.00	0.00	0.00
SD50 (µm)	244.17	16.36	243.05	22.61	234.03	31.98	237.15	22.57	240.88	22.13
Hoogte (cm NAP)	-608	105	-713	102	-668	99	-653	164	-675	117

Nieuwe impactgebied (I2) (tabel links) en vijf vaste stations in het geultje (G) (tabel rechts).

I2 (n=20)	vj 2006		nj 2006		G (n=5)	vj 2006		nj 2006	
	Gem	Stdev	Gem	Stdev		Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	381.34	637.36	556.51	1257.62	Biomassa (mg/m ²)	7876.69	5039.22	19453.35	32667.64
CAPICAPI	0.80	3.59	0.74	3.30	CAPICAPI	28.61	38.63	1.92	4.29
HETEFILI	54.93	133.30	31.04	90.04	HETEFILI	352.98	213.74	563.18	996.58
MACOBALT	154.41	394.77	29.25	130.81	MACOBALT	4071.89	3237.44	3551.24	6773.42
NEPHCIRR	40.17	169.71	185.54	438.00	NEPHCIRR	0.00	0.00	0.00	0.00
SPIOMART	0.00	0.00	1.10	3.45	SPIOMART	0.00	0.00	0.73	1.64
THARMARI	0.00	0.00	0.00	0.00	THARMARI	6.54	14.62	0.00	0.00
Dichtheid (#/m ²)	126.67	134.91	106.67	73.03	Dichtheid (#/m ²)	826.71	412.60	400.02	301.86
Soorten (#)	1.55	1.05	1.50	0.89	Soorten (#)	4.60	1.82	2.80	2.17
Slib (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	Slib (%)	0.00	0.00	0.00	0.00
SD50 (µm)	256.90	31.83	249.37	30.75	SD50 (µm)	213.98	3.75	214.69	7.27
Hoogte (cm NAP)	-1087	105	-1083	110	Hoogte (cm NAP)	-482	67	-482	67

Controlegebied (C1)

C1 (n=20)	nj 2004		vj 2005		nj 2005		vj 2006		nj 2006	
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	1208.65	785.65	1663.46	2499.15	180.00	287.48	1281.24	1005.16	1452.67	1711.52
CAPICAPI	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53	6.83	0.55	2.47
HETEFILI	1002.63	721.12	1173.17	1036.76	164.24	260.30	699.65	547.01	734.05	752.93
MACOBALT	63.68	158.50	24.10	107.79	0.00	0.00	317.20	563.93	616.41	1494.03
NEPHCIRR	0.00	0.00	0.00	0.00	1.90	8.50	0.00	0.00	40.82	182.57
SPIOMART	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	1.80
THARMARI	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dichtheid (#/m ²)	626.70	426.84	966.72	831.16	146.67	185.57	553.36	377.20	340.02	200.48
Soorten (#)	1.70	0.66	1.70	0.92	0.95	0.94	2.40	1.14	2.10	0.91
Slib (%)	2.69	5.70	1.57	3.24	3.22	4.91	0.23	0.71	0.58	1.24
SD50 (µm)	231.12	21.35	241.06	18.61	239.65	22.37	238.92	30.40	248.56	21.96
Hoogte (cm NAP)	-603	114	-571	113	-578	119	-586	109	-589	119

Controlegebied (C2)

C2 (n=20)	nj 2004		vj 2005		nj 2005	
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	1354.98	977.91	1905.42	1817.04	15441.17	50348.31
CAPICAPI	1.25	4.67	8.52	21.19	4.28	9.88
HETEFILI	952.74	646.05	1290.30	1106.64	658.22	1173.36
MACOBALT	230.47	548.86	166.92	416.07	1006.79	1925.39
NEPHCIRR	111.63	291.56	75.73	338.67	221.10	455.21
SPIOMART	0.00	0.00	1.61	7.20	0.99	3.31
THARMARI	20.84	34.66	5.86	14.97	3.56	6.41
Dichtheid (#/m ²)	890.04	695.31	1000.05	612.95	776.71	666.45
Soorten (#)	2.90	1.48	2.60	1.54	4.10	3.31
Slib (%)	5.14	11.37	7.98	18.19	2.87	7.00
SD50 (µm)	215.46	43.52	200.85	62.29	213.16	35.37
Hoogte (cm NAP)	-734	146	-768	113	-704	109

Appendix II.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het subtidaal: regressie van univariate data

Log(Biomassa)

Call: glm(formula = lbio ~ mud + I(mud^2), family = Gamma(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.4731	-1.7973	-1.0170	-0.1079	8.1887

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.6151	0.1169	5.263	2.67e-07 ***
mud	-3.9672	1.3454	-2.949	0.00343 **
I(mud^2)	7.4705	3.6018	2.074	0.03890 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 8.61183)
Null deviance: 1036.89 on 309 degrees of freedom
Residual deviance: 931.88 on 307 degrees of freedom
AIC: 967.9 Number of Fisher Scoring iterations: 9

Log(Dichtheid)

Call: glm(formula = lbio ~ elev + I(elev^2), family = Gamma(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-4.5101	-0.9716	-0.3889	0.3487	2.9800

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.649e-03	1.963e-03	3.388	0.000796 ***
elev	1.877e-05	5.985e-06	3.137	0.001874 **
I(elev^2)	1.681e-08	4.467e-09	3.763	0.000201 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.082176)
Null deviance: 656.05 on 309 degrees of freedom
Residual deviance: 599.43 on 307 degrees of freedom
AIC: 4417.5 Number of Fisher Scoring iterations: 7

Aantal soorten

Call: glm(formula = lbio ~ elev + I(elev^2), family = Gamma(), data = ds)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.9966	-0.6972	-0.1489	0.2809	2.7272

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.637e-01	2.536e-01	3.405	0.00075 ***
elev	1.404e-03	7.022e-04	1.999	0.04646 *
I(elev^2)	1.097e-06	4.684e-07	2.342	0.01983 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.5002602)
Null deviance: 263.40 on 309 degrees of freedom
Residual deviance: 257.39 on 307 degrees of freedom
AIC: 1102.2 Number of Fisher Scoring iterations: 6

Appendix III.

Macrobenthos van het subtidaal: multivariate analyse log(biomassa)

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.142

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
I1, C1	0.047		0.1	Too Many	999	0
I1, C2	0.003		40.3	Too Many	999	402
I1, G	0.095		17.7	Too Many	999	176
I1, I2	0.27		0.2	Too Many	999	1
C1, C2	0.133		0.1	Too Many	999	0
C1, G	0.561		0.1	Too Many	999	0
C1, I2	0.495		0.1	Too Many	999	0
C2, G	0.233		2.9	Too Many	999	28
C2, I2	0.355		0.1	Too Many	999	0
G, I2	-0.021		54.7	28048800	999	546

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden (voorjaar 2006)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.145

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
G, C1	0.426		0.3	53130	999	2
G, I2	-0.164		95.5	15504	999	954
G, I1	0.012		45.1	33649	999	450
C1, I2	0.278		0.1	Too Many	999	0
C1, I1	0.089		2.5	Too Many	999	24
I2, I1	0.073		3.7	1037158320	999	36

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden (najaar 2006)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.138

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
G, C1	0.199		10.3	10626	999	102
G, I2	-0.084		69.4	2380	999	693
G, I1	-0.146		79.1	7315	999	790
C1, I2	0.325		0.1	573166440	999	0
C1, I1	0.076		2.6	Too Many	999	25
I2, I1	0.086		5.	206253075	999	49

SIMPER

Group G

Average similarity: 50.38

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	703.97	28.38	8.44	56.34	56.34
MACOBALT	4439.06	21.99	0.90	43.66	100.00

Group C1

Average similarity: 46.70

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	734.05	39.43	1.69	84.42	84.42

Group I2

Average similarity: 16.86

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	47.76	9.41	0.46	55.85	55.85
NEPHCIRR	285.45	7.09	0.37	42.07	97.92

Group I1

Average similarity: 27.08

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	282.48	18.67	0.70	68.94	68.94
MACOBALT	1225.65	2.64	0.26	9.76	78.70

Groups C1 & I2

Average dissimilarity = 77.46

Species	Group C1 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	734.05	47.76	25.49	1.54	32.91	32.91
NEPHCIRR	40.82	285.45	13.38	0.74	17.27	50.18
HAUSAREN	47.48	0.49	10.71	0.73	13.82	64.00
MACOBALT	616.41	45.00	9.94	0.62	12.83	76.83

Groups C1 & I1

Average dissimilarity = 65.78

Species	Group C1 Av.Abund	Group I1 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	734.05	282.48	18.69	0.97	28.41	28.41
MACOBALT	616.41	1225.65	12.90	0.80	19.61	48.02
HAUSAREN	47.48	10.26	9.97	0.74	15.16	63.19
CAPICAPI	0.55	10.45	4.70	0.63	7.15	70.34
NEPHCIRR	40.82	51.84	4.69	0.40	7.14	77.47

Groups I2 & I1

Average dissimilarity = 80.84

Species	Group I2 Av.Abund	Group I1 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	47.76	282.48	20.88	1.09	25.83	25.83
NEPHCIRR	285.45	51.84	14.39	0.77	17.80	43.63
MACOBALT	45.00	1225.65	10.92	0.67	13.51	57.14
CAPICAPI	1.13	10.45	6.33	0.58	7.84	64.97
SPIOSPEC	1.69	4.35	6.15	0.79	7.61	72.58
HAUSAREN	0.49	10.26	5.11	0.56	6.32	78.90

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van C1 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.076

Significance level of sample statistic: 0.2%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 1

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Nj 2004, Nj 2005	0.241	0.8	225792840	999	7
Nj 2004, Vj 2005	-0.007	54.8	Too Many	999	547
Nj 2004, Vj 2006	0.083	1.6	Too Many	999	15
Nj 2004, Nj 2006	0.11	0.3	Too Many	999	2
Nj 2005, Vj 2005	0.207	0.6	141120525	999	5
Nj 2005, Vj 2006	0.104	5.6	225792840	999	55
Nj 2005, Nj 2006	0.055	18.7	225792840	999	186
Vj 2005, Vj 2006	0.059	2.6	Too Many	999	25
Vj 2005, Nj 2006	0.079	1.3	Too Many	999	12
Vj 2006, Nj 2006	-0.002	47.3	Too Many	999	472

SIMPER

Group Nj 2004: Average similarity: 74.19

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1002.63	72.40	3.82	97.58	97.58

Group Nj 2005: Average similarity: 63.58

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	273.74	63.24	3.55	99.46	99.46

Group Vj 2005: Average similarity: 69.99

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1234.92	69.66	2.24	99.53	99.53

Group Vj 2006: Average similarity: 54.02

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	699.65	48.28	2.75	89.37	89.37

Group Nj 2006: Average similarity: 46.70

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	734.05	39.43	1.69	84.42	84.42

Groups Nj 2004 & Nj 2005: Average dissimilarity = 37.28

Species	Group Nj 2004	Group Nj 2005	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1002.63	273.74	17.26	1.08	46.30	46.30
ETEOSPEC	17.99	14.66	6.68	0.57	17.91	64.21
MACOBALT	63.68	0.00	4.59	0.41	12.30	76.51

Groups Nj 2005 & Vj 2005: Average dissimilarity = 38.33

Species	Group Nj 2005	Group Vj 2005	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	273.74	1234.92	20.36	1.19	53.12	53.12
ETEOSPEC	14.66	3.45	4.01	0.44	10.45	63.57
BATHSPEC	1.60	0.76	3.21	0.47	8.37	71.93
HAUSAREN	3.73	7.19	2.72	0.38	7.10	79.03

Groups Nj 2004 & Vj 2006: Average dissimilarity = 38.55

Species	Group Nj 2004	Group Vj 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
MACOBALT	63.68	317.20	10.60	0.79	27.49	27.49
HETEFILI	1002.63	699.65	7.24	0.63	18.79	46.28
ARENICOL	0.00	199.77	5.12	0.49	13.28	59.56
ETEOSPEC	17.99	1.44	4.47	0.52	11.59	71.15
HAUSAREN	22.34	18.15	3.85	0.46	9.98	81.13

Groups Vj 2005 & Vj 2006: Average dissimilarity = 40.73

Species	Group Vj 2005	Group Vj 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1234.92	699.65	10.05	0.74	24.67	24.67
MACOBALT	25.37	317.20	9.83	0.73	24.13	48.79
ARENICOL	440.73	199.77	6.61	0.54	16.23	65.02
HAUSAREN	7.19	18.15	3.87	0.46	9.49	74.51
BATHSPEC	0.76	1.98	2.68	0.50	6.58	81.09

Groups Nj 2004 & Nj 2006: Average dissimilarity = 44.59

Species	Group Nj 2004	Group Nj 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1002.63	734.05	12.99	0.73	29.13	29.13
MACOBALT	63.68	616.41	10.01	0.69	22.46	51.59
HAUSAREN	22.34	47.48	9.37	0.74	21.01	72.60
ETEOSPEC	17.99	0.00	4.31	0.48	9.67	82.27

Groups Vj 2005 & Nj 2006: Average dissimilarity = 46.38

Species	Group Vj 2005	Group Nj 2006	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
HETEFILI	1234.92	734.05	15.41	0.81	33.22	33.22
HAUSAREN	7.19	47.48	9.67	0.73	20.84	54.06
MACOBALT	25.37	616.41	8.83	0.60	19.03	73.08
BATHSPEC	0.76	4.40	3.00	0.46	6.48	79.56

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van I1 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.075

Significance level of sample statistic: 0.2%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 1

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Nj 2004, Nj 2005	0.082		2.3	Too Many	999	22
Nj 2004, Vj 2005	0.019		21.4	Too Many	999	213
Nj 2004, Vj 2006	0.171		0.4	Too Many	999	3
Nj 2004, Nj 2006	0.177		0.3	Too Many	999	2
Nj 2005, Vj 2005	0.061		6.4	Too Many	999	63
Nj 2005, Vj 2006	0.023		19.7	Too Many	999	196
Nj 2005, Nj 2006	0.016		25.7	Too Many	999	256
Vj 2005, Vj 2006	0.084		3.3	Too Many	999	32
Vj 2005, Nj 2006	0.109		0.9	Too Many	999	8
Vj 2006, Nj 2006	0.012		27.9	Too Many	999	278

SIMPER

Group Nj 2004: Average similarity: 62.86

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1207.46	58.90	2.97	93.69	93.69

Group Nj 2005: Average similarity: 39.38

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	510.75	33.79	1.45	85.80	85.80

Group Vj 2005: Average similarity: 54.49

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1206.24	45.19	2.77	82.92	82.92

Group Vj 2006: Average similarity: 36.90

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	167.31	30.10	1.07	81.56	81.56

Group Nj 2006: Average similarity: 27.08

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	282.48	18.67	0.70	68.95	68.95
MACOBALT	1225.65	2.64	0.26	9.76	78.70

Groups Nj 2004 & Nj 2005 : Average dissimilarity = 50.77

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Nj 2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1207.46	510.75	12.72	0.79	25.06	25.06
MACOBALT	393.45	947.03	10.45	0.78	20.58	45.64
NEPHCIRR	236.43	126.96	10.22	0.74	20.13	65.77
ENSISPEC	0.00	3210.40	5.20	0.44	10.23	76.00

Groups Nj 2004 & Vj 2006: Average dissimilarity = 55.78

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Vj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1207.46	167.31	16.35	1.17	29.30	29.30
MACOBALT	393.45	969.49	13.52	0.85	24.24	53.54
NEPHCIRR	236.43	15.86	7.15	0.53	12.83	66.37
CAPICAPI	0.00	12.43	4.08	0.59	7.31	73.68
HAUSAREN	0.00	43.66	3.24	0.33	5.81	79.49

Groups Vj 2005 & Vj 2006: Average dissimilarity = 57.07

Species	Group Vj 2005 Av.Abund	Group Vj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	670.88	969.49	16.29	1.00	28.54	28.54
HETEFILI	1206.24	167.31	14.67	1.25	25.71	54.26
NEPHCIRR	238.28	15.86	4.42	0.41	7.74	62.00
CAPICAPI	0.00	12.43	3.80	0.58	6.66	68.65
HAUSAREN	4.00	43.66	3.72	0.39	6.52	75.17

Groups Nj 2004 & Nj 2006: Average dissimilarity = 62.47

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Nj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1207.46	282.48	18.48	0.98	29.57	29.57
MACOBALT	393.45	1225.65	11.98	0.82	19.18	48.75
NEPHCIRR	236.43	51.84	8.30	0.59	13.29	62.05

CAPICAPI	0.00	10.45	4.29	0.61	6.87	68.92
SPIOSPEC	0.00	4.35	4.27	0.72	6.83	75.75

Groups Vj 2005 & Nj 2006: Average dissimilarity = 63.82

Species	Group Vj 2005 Av.Abund	Group Nj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	1206.24	282.48	16.67	1.04	26.12	26.12
MACOBALT	670.88	1225.65	15.40	1.03	24.12	50.24
NEPHCIRR	238.28	51.84	5.85	0.48	9.16	59.40
CAPICAPI	0.00	10.45	4.00	0.60	6.26	65.67
SPIOSPEC	0.00	4.35	3.94	0.71	6.17	71.84
HAUSAREN	4.00	10.26	3.87	0.55	6.06	77.90

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van I2 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): -0.036

Significance level of sample statistic: 88.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from 77558760)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 880

Appendix IV.

Macrobenthos van het subtidaal: multivariate analyse log(dichtheid)

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden (alle data)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.148

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R	Significance Statistic	Possible Level % Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
I1, C1		0.058	0.1	Too Many	999
I1, C2		0.034	6.8	Too Many	999
I1, G		0.085	21.	Too Many	999
I1, I2		0.203	0.6	Too Many	999
C1, C2		0.188	0.1	Too Many	999
C1, G		0.534	0.1	Too Many	999
C1, I2		0.438	0.1	Too Many	999
C2, G		0.167	6.	Too Many	999
C2, I2		0.323	0.1	Too Many	999
G, I2		0.031	30.	20160075	999

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden (voorjaar 2006)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.171

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R	Significance Statistic	Possible Level % Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
G, C1		0.489	0.1	53130	999
G, I2		-0.149	93.1	15504	999
G, I1		0.126	17.	26334	999
C1, I2		0.278	0.1	Too Many	999
C1, I1		0.108	1.4	Too Many	999
I2, I1		0.091	2.	565722720	999

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap tussen de gebieden (najaar 2006)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.162

Significance level of sample statistic: 0.2%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 1

Pairwise Tests

Groups	R	Significance Statistic	Possible Level % Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
G, C1		0.174	12.9	10626	999
G, I2		-0.092	68.	2380	999
G, I1		-0.133	78.	5985	999
C1, I2		0.289	0.1	573166440	999
C1, I1		0.174	0.3	Too Many	999
I2, I1		0.085	4.9	119759850	999

SIMPER

Group G: Average similarity: 47.43

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	266.68	32.10	3.01	67.66	67.66
MACOBALT	116.67	15.34	0.86	32.34	100.00

Group C1: Average similarity: 48.99

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	203.34	38.91	1.64	79.44	79.44

Group I2: Average similarity: 19.86

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	30.77	11.94	0.45	60.12	60.12
NEPHCIRR	25.64	7.15	0.38	35.99	96.10

Group I1: Average similarity: 30.41

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	90.20	16.08	0.74	52.86	52.86
SPIOSPEC	39.22	6.63	0.49	21.80	74.66
CAPICAPI	50.98	3.07	0.34	10.09	84.75

Groups C1 & I2: Average dissimilarity = 73.98

Species	Group C1 Av.Abund	Group I2 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	203.34	30.77	18.59	1.21	25.13	25.13
HAUSAREN	43.34	5.13	11.89	0.80	16.07	41.20
NEPHCIRR	3.33	25.64	10.15	0.76	13.72	54.92
MACOBALT	33.34	5.13	7.31	0.62	9.89	64.80
BATHSPEC	33.34	5.13	4.88	0.50	6.60	71.40
SPIOSPEC	6.67	15.39	4.29	0.53	5.80	77.20

Groups C1 & I1: Average dissimilarity = 65.83

Species	Group C1 Av.Abund	Group I1 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	203.34	90.20	12.32	1.03	18.71	18.71
HAUSAREN	43.34	27.45	10.47	0.87	15.91	34.62
SPIOSPEC	6.67	39.22	9.54	0.89	14.48	49.10
MACOBALT	33.34	27.45	8.62	0.79	13.10	62.20
CAPICAPI	3.33	50.98	7.23	0.70	10.99	73.19
BATHSPEC	33.34	3.92	4.04	0.48	6.14	79.32

Groups I2 & I1: Average dissimilarity = 77.66

Species	Group I2 Av.Abund	Group I1 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	30.77	90.20	13.60	1.01	17.51	17.51
SPIOSPEC	15.39	39.22	10.71	0.92	13.79	31.31
NEPHCIRR	25.64	7.84	9.61	0.78	12.38	43.69
CAPICAPI	5.13	50.98	8.54	0.71	11.00	54.69
MACOBALT	5.13	27.45	7.31	0.67	9.41	64.10
HAUSAREN	5.13	27.45	5.94	0.59	7.65	71.75
ETEOSPEC	0.00	11.77	3.73	0.45	4.81	76.56

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van C1 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.076

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Nj 2004, Nj 2005	0.084	10.5	225792840	999	104
Nj 2004, Vj 2005	-0.007	51.7	Too Many	999	516
Nj 2004, Vj 2006	0.072	2.1	Too Many	999	20
Nj 2004, Nj 2006	0.177	0.1	Too Many	999	0
Nj 2005, Vj 2005	0.192	1.	141120525	999	9
Nj 2005, Vj 2006	0.01	37.7	225792840	999	376
Nj 2005, Nj 2006	-0.001	41.6	225792840	999	415
Vj 2005, Vj 2006	0.073	1.2	Too Many	999	11
Vj 2005, Nj 2006	0.176	0.1	Too Many	999	0
Vj 2006, Nj 2006	0.046	7.8	Too Many	999	77

SIMPER

Group Nj 2004: Average similarity: 70.67

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	573.36	68.05	3.98	96.29	96.29

Group Nj 2005: Average similarity: 73.36

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	200.01	72.83	3.93	99.27	99.27

Group Vj 2005: Average similarity: 71.61

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	961.45	70.91	2.31	99.02	99.02

Group Vj 2006: Average similarity: 56.45

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	440.02	50.45	3.21	89.38	89.38

Group Nj 2006: Average similarity: 48.99

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	203.34	38.91	1.64	79.44	79.44

Groups Nj 2005 & Vj 2005: Average dissimilarity = 32.10

	Group Nj 2005	Group Vj 2005				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	200.01	961.45	13.54	1.39	42.18	42.18
ETEOSPEC	5.56	10.53	4.80	0.51	14.94	57.12
BATHSPEC	11.11	3.51	4.74	0.49	14.78	71.91
EURYPULC	0.00	7.02	2.44	0.33	7.60	79.50

Groups Nj 2004 & Vj 2006: Average dissimilarity = 38.86

	Group Nj 2004	Group Vj 2006				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	10.00	30.00	8.06	0.79	20.75	20.75
HETEFILI	573.36	440.02	5.95	1.11	15.32	36.07
ETEOSPEC	16.67	3.33	5.62	0.60	14.45	50.52
BATHSPEC	3.33	13.33	4.59	0.54	11.81	62.33
HAUSAREN	10.00	13.33	3.88	0.47	9.99	72.31
ARENICOL	0.00	13.33	3.82	0.49	9.84	82.15

Groups Vj 2005 & Vj 2006: Average dissimilarity = 39.47

	Group Vj 2005	Group Vj 2006				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	961.45	440.02	8.61	1.03	21.81	21.81
MACOBALT	3.51	30.00	7.52	0.74	19.05	40.86
BATHSPEC	3.51	13.33	4.93	0.54	12.48	53.34
ARENICOL	3.51	13.33	4.45	0.54	11.28	64.62
HAUSAREN	3.51	13.33	3.71	0.46	9.39	74.01
ETEOSPEC	10.53	3.33	3.43	0.47	8.70	82.71

Groups Nj 2004 & Nj 2006: Average dissimilarity = 47.17

	Group Nj 2004	Group Nj 2006				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HAUSAREN	10.00	43.34	11.12	0.83	23.58	23.58
HETEFILI	573.36	203.34	10.72	0.81	22.72	46.30
MACOBALT	10.00	33.34	7.55	0.68	16.00	62.29
ETEOSPEC	16.67	0.00	5.37	0.56	11.38	73.68
BATHSPEC	3.33	33.34	4.25	0.47	9.01	82.68

Groups Vj 2005 & Nj 2006: Average dissimilarity = 48.42

	Group Vj 2005	Group Nj 2006				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	961.45	203.34	14.10	0.97	29.11	29.11
HAUSAREN	3.51	43.34	11.24	0.81	23.21	52.32
MACOBALT	3.51	33.34	6.66	0.60	13.76	66.08
BATHSPEC	3.51	33.34	4.63	0.47	9.56	75.64

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van I1 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.131

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Nj 2004, Nj 2005	0.149	0.3	Too Many	999	2
Nj 2004, Vj 2005	0.025	18.7	Too Many	999	186
Nj 2004, Vj 2006	0.197	0.2	Too Many	999	1
Nj 2004, Nj 2006	0.334	0.1	Too Many	999	0
Nj 2005, Vj 2005	0.093	2.7	Too Many	999	26
Nj 2005, Vj 2006	0.048	8.6	Too Many	999	85
Nj 2005, Nj 2006	0.06	5.6	Too Many	999	55
Vj 2005, Vj 2006	0.105	1.1	Too Many	999	10
Vj 2005, Nj 2006	0.249	0.1	Too Many	999	0
Vj 2006, Nj 2006	0.049	9.3	Too Many	999	92

SIMPER

Group Nj 2004: Average similarity: 65.85

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	476.69	62.35	3.74	94.68	94.68

Group Nj 2005: Average similarity: 40.06

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	262.76	32.65	1.51	81.50	81.50

Group Vj 2005: Average similarity: 57.61

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	603.54	50.24	3.18	87.21	87.21

Group Vj 2006: Average similarity: 40.49

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	101.97	34.09	1.16	84.19	84.19

Group Nj 2006: Average similarity: 27.03

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	85.19	14.29	0.68	52.86	52.86
SPIOSPEC	37.04	5.89	0.46	21.80	74.66
CAPICAPI	48.15	2.73	0.32	10.09	84.75

Groups Nj 2004 & Nj 2005: Average dissimilarity = 50.38

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Nj 2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	476.69	262.76	10.20	0.73	20.26	20.26
NEPHCIRR	20.00	19.61	8.49	0.72	16.86	37.11
MACOBALT	20.00	47.06	8.02	0.82	15.93	53.04
SPIOSPEC	0.00	19.61	5.55	0.49	11.01	64.05
ENSISPEC	0.00	305.90	4.86	0.44	9.65	73.71
THARMARI	13.33	3.92	3.45	0.47	6.85	80.56

Groups Nj 2005 & Vj 2005: Average dissimilarity = 53.82

Species	Group Nj 2005 Av.Abund	Group Vj 2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	47.06	59.65	10.45	0.98	19.42	19.42
HETEFILI	262.76	603.54	9.91	0.80	18.41	37.83
NEPHCIRR	19.61	7.02	6.85	0.65	12.72	50.55
SPIOSPEC	19.61	0.00	5.11	0.49	9.50	60.05
ENSISPEC	305.90	0.00	4.57	0.44	8.50	68.55
THARMARI	3.92	17.54	3.01	0.49	5.59	74.14
CAPICAPI	7.84	0.00	2.29	0.35	4.26	78.40

Groups Nj 2004 & Vj 2006: Average dissimilarity = 52.63

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Vj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	476.69	101.97	12.92	1.02	24.54	24.54
MACOBALT	20.00	47.06	9.63	0.85	18.30	42.84
CAPICAPI	0.00	74.51	6.49	0.62	12.32	55.17
NEPHCIRR	20.00	3.92	5.48	0.53	10.42	65.59
THARMARI	13.33	0.00	3.00	0.40	5.71	71.29
HAUSAREN	0.00	11.77	2.96	0.31	5.62	76.91

Groups Vj 2005 & Vj 2006: Average dissimilarity = 53.92

Species	Group Vj 2005 Av.Abund	Group Vj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	603.54	101.97	11.90	1.03	22.06	22.06
MACOBALT	59.65	47.06	11.61	0.98	21.53	43.59
CAPICAPI	0.00	74.51	6.06	0.61	11.23	54.82
ETEOSPEC	7.02	11.77	3.49	0.47	6.47	61.29
HAUSAREN	3.51	11.77	3.40	0.37	6.31	67.60
NEPHCIRR	7.02	3.92	3.17	0.41	5.87	73.47
THARMARI	17.54	0.00	2.52	0.42	4.67	78.14

Groups Nj 2004 & Nj 2006: Average dissimilarity = 67.10

Species	Group Nj 2004 Av.Abund	Group Nj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	476.69	85.19	16.56	1.20	24.68	24.68
SPIOSPEC	0.00	37.04	9.06	0.84	13.50	38.18
MACOBALT	20.00	25.93	8.02	0.78	11.96	50.14
CAPICAPI	0.00	48.15	6.68	0.65	9.96	60.10
NEPHCIRR	20.00	7.41	5.89	0.58	8.78	68.87
THARMARI	13.33	7.41	4.42	0.43	6.59	75.47

Groups Vj 2005 & Nj 2006: Average dissimilarity = 67.43

Species	Group Vj 2005 Av.Abund	Group Nj 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
HETEFILI	603.54	85.19	15.27	1.22	22.65	22.65
MACOBALT	59.65	25.93	10.20	0.96	15.12	37.78
SPIOSPEC	0.00	37.04	8.42	0.83	12.49	50.27
CAPICAPI	0.00	48.15	6.25	0.64	9.27	59.53
HAUSAREN	3.51	25.93	4.58	0.55	6.79	66.33
ETEOSPEC	7.02	11.11	4.07	0.54	6.04	72.36
NEPHCIRR	7.02	7.41	3.92	0.47	5.82	78.18

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap van I2 in de tijd

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): -0.039

Significance level of sample statistic: 88.7%

Number of permutations: 999 (Random sample from 77558760)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 886

Appendix V.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het subtidaal: BIOENV analyse

Geselecteerde omgevingsvariabelen

```
1 logSD50
2 logSILT63
3 logSVFINES%
4 logSFINES%
5 logSMEDIUM%
6 diepte
```

Beste resultaten voor log(biomassa) van het macrobenthos

No.	Vars	Corr.	Selections
5	0.177	1,3-6	
4	0.177	1,4-6	
4	0.177	1,3,4,6	
3	0.177	1,4,6	
4	0.177	1,3,5,6	
3	0.177	1,5,6	
4	0.177	3-6	
3	0.177	4-6	
5	0.177	1,2,4-6	
3	0.177	1,3,6	

Beste resultaten voor log(dichtheid) van het macrobenthos

No.	Vars	Corr.	Selections
5	0.167	1,3-6	
4	0.167	1,4-6	
4	0.167	1,3,5,6	
4	0.167	1,3,4,6	
3	0.167	1,5,6	
3	0.167	1,4,6	
5	0.167	1,2,4-6	
4	0.167	3-6	
3	0.167	4-6	
3	0.167	1,3,6	

Statistische analyse van het intertidaal

Appendix VI.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het intertidaal: beschrijving

Centrale deel van de plaat (CP)

CP (n=13)	vj 2004	vj 2004	nj 2004	nj 2004	vj 2005	vj 2005	nj 2005	nj 2005	vj 2006	vj 2006	nj 2006	nj 2006
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	3468.37	3204.14	8991.44	4383.16	7246.37	5681.82	12573.26	5723.59	6617.08	4587.36	13329.26	11126.06
HETEFILI	547.80	809.80	2181.49	2763.16	1020.58	1275.41	2332.58	2916.84	458.53	567.59	3380.84	5604.10
BATHPILO	133.17	413.13	24.16	78.69	14.20	32.41	0.00	0.00	1.92	6.92	6.83	20.67
COROAREN	125.43	189.71	106.56	294.28	17.34	62.52	4.98	11.70	15.15	31.53	42.86	121.96
MACOBALT	636.16	863.59	1696.44	2163.47	1306.74	2031.30	2980.68	2985.29	450.22	877.41	2993.64	6074.20
NEREDIVE	1573.93	1760.54	3677.93	3461.63	3467.73	3998.87	3760.98	4604.60	3114.60	3401.91	3131.60	3130.69
HYDRULVA	56.76	60.08	81.02	91.60	134.43	189.21	97.73	193.62	257.29	372.15	198.66	227.01
PYGOELEG	216.45	331.74	284.50	238.18	412.25	515.67	531.40	661.02	465.90	685.82	317.29	331.93
Dichtheid (#/m ²)	7995.27	7034.84	15990.54	7667.38	14575.09	11948.56	21529.28	13948.34	27503.94	33361.56	22001.10	14180.77
Soorten (#)	6.92	1.80	7.62	2.02	7.92	2.78	9.77	3.85	8.69	3.64	10.77	4.46
NDVI	0.18	0.08	0.18	0.08	0.28	0.10	0.28	0.10	0.26	0.15	0.26	0.15
Slib (%)			12.18	8.56	12.33	11.30	18.99	10.89	16.92	11.65	22.23	13.46
SD50 (µm)			140.34	19.05	140.34	24.50	127.70	24.84	128.84	24.80	118.79	29.95
Hoogte (cm NAP)	150	53	150	53	163	53	163	53	166	51	166	51
Chla									28.25	32.12	26.32	27.08

Rand van de plaat (RP)

RP (n=16)	vj 2004	vj 2004	nj 2004	nj 2004	vj 2005	vj 2005	nj 2005	nj 2005	vj 2006	vj 2006	nj 2006	nj 2006
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	2740.21	2814.22	3930.09	3585.47	2020.07	1665.24	4546.55	3680.90	3566.09	2927.72	5444.21	4013.73
HETEFILI	79.82	114.79	332.26	499.68	161.29	297.67	281.15	703.65	75.25	201.75	208.67	714.51
BATHPILO	268.64	273.48	409.86	382.29	469.76	626.37	324.78	383.81	276.87	346.95	283.41	439.31
COROAREN	178.77	534.00	364.60	897.34	141.13	342.40	317.29	780.44	349.97	988.83	332.47	725.39
MACOBALT	749.95	1296.34	1678.15	2809.24	343.54	488.84	1196.58	1545.24	764.45	1285.35	2213.86	2670.93
NEREDIVE	299.27	568.53	480.54	822.48	108.48	267.66	806.58	1353.37	969.63	1136.60	1084.50	1566.39
HYDRULVA	22.90	35.94	27.36	53.24	50.25	133.11	59.78	99.82	294.58	971.14	127.55	263.37
PYGOELEG	349.29	596.24	239.06	400.13	418.51	725.68	566.37	1038.33	433.86	700.26	316.21	567.60
Dichtheid (#/m ²)	10442.19	14146.59	11800.59	11464.47	11629.75	14466.25	19130.12	24922.45	11388.07	15387.42	16884.18	15899.13
Soorten (#)	5.69	2.94	6.50	2.97	6.63	2.63	8.38	3.38	6.44	3.01	8.25	2.59
NDVI	0.06	0.04	0.06	0.04	0.12	0.04	0.12	0.04	0.12	0.04	0.12	0.04
Slib (%)			2.63	4.34	0.78	1.40	1.91	2.78	1.68	4.44	2.03	3.03
SD50 (µm)			182.77	25.92	187.17	24.47	180.18	25.42	181.20	22.28	180.31	25.40
Hoogte (cm NAP)	102	99	102	99	103	122	103	122	109	102	109	102
Chla									8.86	6.96	5.08	5.24

Noordelijke landtong (NLT)

NLT (n=11)	vj 2004	vj 2004	nj 2004	nj 2004	vj 2005	vj 2005	nj 2005	nj 2005	vj 2006	vj 2006	nj 2006	nj 2006
	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
Biomassa (mg/m ²)	1443.26	2373.47	1054.54	1496.06	1876.21	3875.59	1725.08	3725.44	1803.58	3610.70	2340.71	5179.24
HETEFILI	385.33	929.65	491.13	956.71	490.19	845.08	118.11	227.26	83.22	151.90	604.21	1653.07
BATHPILO	142.29	132.13	116.99	182.03	93.74	128.78	53.70	69.18	87.64	98.58	72.59	103.38
COROAREN	4.07	13.48	4.94	16.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.60	5.30
MACOBALT	338.53	729.68	199.38	469.91	828.89	2134.55	1333.03	3298.08	625.28	1409.99	1142.57	2512.44
NEREDIVE	44.55	109.80	45.40	150.57	25.37	84.14	87.96	291.73	799.25	1826.23	188.83	523.15
HYDRULVA	0.18	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	3.73	6.14	5.63	12.75	2.92	6.07
PYGOELEG	5.83	13.12	1.13	2.34	0.00	0.00	0.73	2.42	2.05	6.80	1.13	2.18
Dichtheid (#/m ²)	1933.43	1581.36	1666.75	1606.73	933.38	969.81	878.83	994.62	642.46	536.91	1072.78	1155.32
Soorten (#)	4.09	2.63	3.64	2.16	3.36	2.16	3.73	1.74	3.36	2.38	4.45	3.47
NDVI	0.02	0.03	0.02	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05	0.07	0.04	0.07	0.04
Slib (%)			0.00	0.00	0.10	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SD50 (µm)			215.77	28.73	214.86	32.62	210.05	22.39	214.68	28.49	216.91	23.80
Hoogte (cm NAP)	-56	72	-56	72	-47	81	-47	81	-37	76	-37	76
Chla									1.47	2.27	0.39	0.34

Appendix VII:

Macrobenthos van het intertidaal: ANOVA analyse van univariate data

*ANOVA (variantie-analyses) van het intertidaal die onderzoeken of de factoren jaar, habitatype (3 typen onderscheiden op basis van remote sensing) en seizoen (voorjaar en najaar) en hun interacties significant effect hebben op biomassa, dichtheid en soortenrijkdom van het intertidale macrobenthos. Sterretjes duiden significantieniveaus aan: *<5%; **<1%, ***<0.1%*

Log(biomassa)

	Df	Som kwadraat	Gem kwadraat	F waarde	Pr(>F)	Signif
jaar	2	2.17	1.09	0.7045	0.495437	
klasse	2	189.50	94.75	61.3896	< 2.2E-16	***
seizoen	1	13.75	13.75	8.9106	0.003153	**
jaar*klasse	4	5.27	1.32	0.8534	0.492811	
jaar*seizoen	2	0.47	0.23	0.1519	0.859143	
klasse*seizoen	2	8.76	4.38	2.8387	0.060628	
jaar*klasse*seizoen	4	1.52	0.38	0.2458	0.911981	
Residuen	222	342.64	1.54			

Log(dichtheid)

	Df	Som kwadraat	Gem kwadraat	F waarde	Pr(>F)	Signif
jaar	2	0.74	0.37	0.1386	0.87066	
klasse	2	384.12	192.06	72.0733	< 2E-16	***
seizoen	1	6.14	6.14	2.3052	0.13036	
jaar*klasse	4	23.12	5.78	2.1690	0.07342	
jaar*seizoen	2	2.25	1.13	0.4222	0.65615	
klasse*seizoen	2	16.01	8.00	3.0030	0.05166	
jaar*klasse*seizoen	4	4.14	1.03	0.3881	0.81708	
Residuen	222	591.59	2.66			

Aantal soorten

	Df	Som kwadraat	Gem kwadraat	F waarde	Pr(>F)	Signif
jaar	2	74.76	37.38	4.3683	0.013780	*
klasse	2	857.99	428.99	50.1340	< 2.2E-16	***
seizoen	1	82.84	82.84	9.6808	0.002106	**
jaar*klasse	4	45.84	11.46	1.3391	0.256315	
jaar*seizoen	2	17.77	8.89	1.0386	0.355652	
klasse*seizoen	2	16.19	8.1	0.9461	0.389813	
jaar*klasse*seizoen	4	0.98	0.24	0.0285	0.998423	
Residuen	222	1899.64	8.56			

Appendix VIII.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het intertidaal: regressie van univariate data

Log(biomassa)

```
Call: glm(formula = lbio ~ ndvi + I(ndvi^2) + med + I(med^2), family = Gamma(), data = ds)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.7749	-1.3377	-0.3546	0.3275	3.2759

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.297e-01	2.403e-01	3.453	0.000681 ***
ndvi	2.844e-01	1.064e-01	2.672	0.008178 **
I(ndvi^2)	6.955e-02	2.638e-02	2.636	0.009066 **
med	-9.130e-03	3.362e-03	-2.716	0.007206 **
I(med^2)	4.190e-05	1.186e-05	3.534	0.000512 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.406629)

Null deviance: 418.73 on 198 degrees of freedom

Residual deviance: 295.28 on 194 degrees of freedom

AIC: 938.84 Number of Fisher Scoring iterations: 7

Log(dichtheid)

```
Call: glm(formula = lbio ~ med + I(med^2) + elev + I(elev^2), family = Gamma(), data = ds)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-4.7446	-0.9110	-0.3517	0.3411	3.2161

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.667e-04	1.238e-04	5.385	2.08e-07 ***
med	-4.708e-06	1.796e-06	-2.622	0.00943 **
I(med^2)	1.726e-08	6.166e-09	2.799	0.00564 **
elev	-2.925e-06	4.915e-07	-5.951	1.22e-08 ***
I(elev^2)	6.573e-09	1.387e-09	4.740	4.13e-06 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.072498)

Null deviance: 482.57 on 198 degrees of freedom

Residual deviance: 228.14 on 194 degrees of freedom

AIC: 3914.1 Number of Fisher Scoring iterations: 7

Aantal soorten

```
Call: glm(formula = lbio ~ ndvi + I(ndvi^2) + med + I(med^2), family = Gamma(), data = ds)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.13921	-0.40951	-0.02721	0.26837	1.21277

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.016e-01	6.320e-02	4.772	3.58e-06 ***
ndvi	1.146e-01	2.883e-02	3.973	9.98e-05 ***
I(ndvi^2)	2.817e-02	5.830e-03	4.831	2.75e-06 ***
med	-1.956e-03	8.498e-04	-2.302	0.022414 *
I(med^2)	9.433e-06	2.672e-06	3.530	0.000518 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.2042170)

Null deviance: 91.892 on 198 degrees of freedom

Residual deviance: 61.369 on 194 degrees of freedom

AIC: 1025.6 Number of Fisher Scoring iterations: 5

Appendix IX.

Macrobenthos van het intertidaal: multivariate analyse log(biomassa)

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap van de drie habitats

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.327

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
RP, CP	0.214	0.1	Too Many	999	0
RP, NLT	0.252	0.1	Too Many	999	0
CP, NLT	0.576	0.1	Too Many	999	0

SIMPER

Group RP: Average similarity: 36.63

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	342.45	12.08	1.16	32.98	32.98
MACOBALT	1169.94	5.26	0.63	14.35	47.33
PYGOELEG	391.29	4.90	0.82	13.36	60.69
NEREDIVE	631.41	3.37	0.51	9.21	69.91
HETEFILI	191.74	2.76	0.49	7.54	77.45

Group CP: Average similarity: 44.95

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	3121.13	10.71	1.30	23.82	23.82
PYGOELEG	371.30	8.49	1.66	18.90	42.72
HETEFILI	1653.64	5.42	0.86	12.05	54.77
MACOBALT	1677.32	4.98	0.77	11.08	65.85
HYDRULVA	137.65	4.44	0.96	9.87	75.72

Group NLT: Average similarity: 27.91

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	100.59	16.52	0.95	59.19	59.19
EURYPULC	32.10	4.35	0.39	15.59	74.78

Groups RP & CP: Average dissimilarity = 67.69

Species	Group RP Av.Abund	Group CP Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	631.41	3121.13	7.11	1.18	10.51	10.51
BATHPILO	342.45	30.05	6.40	1.34	9.45	19.96
MACOBALT	1169.94	1677.32	6.05	1.09	8.94	28.90
HETEFILI	191.74	1653.64	5.69	1.21	8.41	37.30
PYGOELEG	391.29	371.30	4.96	1.20	7.33	44.63
HYDRULVA	98.09	137.65	4.19	1.23	6.19	50.83
OLIGOCHA	33.38	146.15	4.13	0.78	6.11	56.93
COROAREN	283.66	52.05	3.86	0.93	5.71	62.64
CYATCARI	26.59	126.89	3.66	0.99	5.41	68.05

Groups RP & NLT: Average dissimilarity = 74.64

Species	Group RP Av.Abund	Group NLT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	1169.94	792.65	8.61	1.02	11.53	11.53
BATHPILO	342.45	100.59	7.03	0.96	9.41	20.94
HETEFILI	191.74	385.39	6.88	0.96	9.21	30.15
PYGOELEG	391.29	1.93	6.84	1.16	9.17	39.32
NEREDIVE	631.41	211.37	6.63	0.85	8.89	48.21
COROAREN	283.66	1.88	5.12	0.82	6.86	55.07
EURYPULC	12.20	32.10	5.06	0.78	6.77	61.84
HYDRULVA	98.09	2.21	4.28	0.85	5.73	67.57
OLIGOCHA	33.38	0.13	2.44	0.61	3.27	70.85

Groups CP & NLT: Average dissimilarity = 86.16

Species	Group CP Av.Abund	Group NLT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	3121.13	211.37	10.67	1.50	12.39	12.39

PYGOELEG	371.30	1.93	8.40	1.58	9.74	22.13
MACOBALT	1677.32	792.65	7.45	1.15	8.64	30.78
HETEFILI	1653.64	385.39	7.41	1.20	8.60	39.38
BATHPILO	30.05	100.59	6.39	1.11	7.42	46.80
OLIGOCHA	146.15	0.13	5.76	0.68	6.68	53.48
HYDRULVA	137.65	2.21	5.61	1.28	6.51	59.98
CYATCARI	126.89	0.00	4.44	0.92	5.15	65.14
COROVOLU	619.59	2.15	3.57	0.56	4.15	69.28
EURYPULC	0.00	32.10	3.38	0.65	3.92	73.21
NERESPEC	129.17	0.20	2.83	0.72	3.29	76.49
COROAREN	52.05	1.88	2.64	0.61	3.07	79.56
ETEOSPEC	32.17	6.36	2.50	0.73	2.90	82.46
NEMERTIN	18.13	13.70	1.65	0.48	1.91	84.37
COROSPEC	64.89	0.06	1.60	0.39	1.86	86.23
HAUSAREN	0.00	37.92	1.55	0.37	1.79	88.03
NERESUCC	165.98	0.00	1.53	0.46	1.78	89.81
MYA_AREN	89.73	0.45	1.23	0.39	1.43	91.24

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap in de tijd (perioden)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.028

Significance level of sample statistic: 0.3%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 2

Pairwise Tests

Groups	R	Significance	Possible	Actual	Number >=
	Statistic	Level %	Permutations	Permutations	Observed
Najaar_2004, Voorjaar_2004	0.017	13.3	Too Many	999	132
Najaar_2004, Najaar_2005	0.003	35.3	Too Many	999	352
Najaar_2004, Voorjaar_2005	0.019	12.6	Too Many	999	125
Najaar_2004, Voorjaar_2006	0.043	3.4	Too Many	999	33
Najaar_2004, Najaar_2006	0.038	3.1	Too Many	999	30
Voorjaar_2004, Najaar_2005	0.041	2.4	Too Many	999	23
Voorjaar_2004, Voorjaar_2005	0.019	13.3	Too Many	999	132
Voorjaar_2004, Voorjaar_2006	0.004	31.4	Too Many	999	313
Voorjaar_2004, Najaar_2006	0.093	0.1	Too Many	999	0
Najaar_2005, Voorjaar_2005	0.005	32.9	Too Many	999	328
Najaar_2005, Voorjaar_2006	0.024	7.8	Too Many	999	77
Najaar_2005, Najaar_2006	0.006	28.3	Too Many	999	282
Voorjaar_2005, Voorjaar_2006	0.021	8.7	Too Many	999	86
Voorjaar_2005, Najaar_2006	0.052	1.7	Too Many	999	16
Voorjaar_2006, Najaar_2006	0.045	3.2	Too Many	999	31

SIMPER

Group Najaar_2004: Average similarity: 16.19

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	1344.67	4.23	0.44	26.13	26.13
NEREDIVE	1473.71	3.55	0.37	21.93	48.06
BATHPILO	214.71	3.19	0.36	19.73	67.78

Group Voorjaar_2004: Average similarity: 16.01

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	194.74	4.07	0.52	25.40	25.40
NEREDIVE	659.99	3.83	0.45	23.90	49.30
MACOBALT	615.21	3.12	0.35	19.51	68.81
HETEFILI	324.03	1.43	0.37	8.94	77.75

Group Najaar_2005: Average similarity: 13.95

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	1769.69	5.61	0.47	40.22	40.22
BATHPILO	149.46	2.66	0.29	19.06	59.28
NEREDIVE	1530.87	2.52	0.32	18.09	77.36

Group Voorjaar_2005: Average similarity: 11.85

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	215.16	3.29	0.35	27.79	27.79
MACOBALT	810.31	2.16	0.35	18.22	46.01
NEREDIVE	1207.57	2.11	0.27	17.83	63.84
HETEFILI	544.63	1.93	0.33	16.26	80.10

Group Voorjaar_2006: Average similarity: 14.83

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
---------	----------	--------	--------	----------	-------

NEREDIVE	1619.89	6.76	0.49	45.61	45.61
BATHPILO	135.47	3.12	0.35	21.05	66.66
MACOBALT	624.06	1.62	0.26	10.92	77.58

Group Najaar_2006: Average similarity: 14.45

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	2287.04	4.63	0.37	32.03	32.03
NEREDIVE	1582.63	4.19	0.45	28.97	61.00
BATHPILO	142.68	2.12	0.25	14.65	75.66

Groups Voorjaar_2004 & Najaar_2005: Average dissimilarity = 86.45

	Group Voorjaar_2004	Group Najaar_2005					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
MACOBALT	615.21	1769.69	20.31	0.90	23.50	23.50	
NEREDIVE	659.99	1530.87	17.27	0.80	19.97	43.47	
HETEFILI	324.03	881.01	9.55	0.69	11.04	54.51	
BATHPILO	194.74	149.46	7.36	0.57	8.52	63.02	
PYGOELEG	217.09	389.71	6.30	0.61	7.28	70.31	
COROAREN	116.30	125.40	3.42	0.42	3.96	74.26	
COROVOLU	0.00	285.73	2.55	0.29	2.95	77.21	

Groups Najaar_2004 & Voorjaar_2006: Average dissimilarity = 85.56

	Group Najaar_2004	Group Voorjaar_2006					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
NEREDIVE	1473.71	1619.89	22.03	0.94	25.75	25.75	
MACOBALT	1344.67	624.06	15.74	0.84	18.40	44.15	
HETEFILI	1028.37	202.01	11.05	0.65	12.91	57.06	
BATHPILO	214.71	135.47	7.39	0.55	8.64	65.70	
COROVOLU	274.21	141.84	5.34	0.36	6.25	71.95	
PYGOELEG	198.31	325.53	4.92	0.62	5.75	77.70	

Groups Najaar_2004 & Najaar_2006 : Average dissimilarity = 84.40

	Group Najaar_2004	Group Najaar_2006					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
MACOBALT	1344.67	2287.04	20.68	0.91	24.50	24.50	
NEREDIVE	1473.71	1582.63	17.45	0.86	20.68	45.18	
HETEFILI	1028.37	1419.37	13.60	0.74	16.11	61.29	
COROVOLU	274.21	803.01	9.32	0.50	11.04	72.33	
BATHPILO	214.71	142.68	6.35	0.50	7.52	79.85	

Groups Voorjaar_2004 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 87.05

	Group Voorjaar_2004	Group Najaar_2006					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
MACOBALT	615.21	2287.04	20.96	0.86	24.08	24.08	
NEREDIVE	659.99	1582.63	17.04	0.93	19.58	43.65	
HETEFILI	324.03	1419.37	10.35	0.66	11.89	55.55	
COROVOLU	0.00	803.01	7.71	0.42	8.86	64.41	
BATHPILO	194.74	142.68	6.90	0.56	7.93	72.34	
PYGOELEG	217.09	242.01	4.62	0.56	5.31	77.65	

Groups Voorjaar_2005 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 87.46

	Group Voorjaar_2005	Group Najaar_2006					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
MACOBALT	810.31	2287.04	20.00	0.84	22.87	22.87	
NEREDIVE	1207.57	1582.63	18.10	0.85	20.70	43.56	
HETEFILI	544.63	1419.37	11.45	0.70	13.09	56.66	
COROVOLU	202.79	803.01	8.93	0.45	10.21	66.87	
BATHPILO	215.16	142.68	7.94	0.53	9.08	75.95	

Groups Voorjaar_2006 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 86.23

	Group Voorjaar_2006	Group Najaar_2006					
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%	
NEREDIVE	1619.89	1582.63	20.28	0.96	23.52	23.52	
MACOBALT	624.06	2287.04	18.64	0.80	21.62	45.14	
HETEFILI	202.01	1419.37	8.22	0.56	9.53	54.67	
COROVOLU	141.84	803.01	8.18	0.44	9.49	64.16	
BATHPILO	135.47	142.68	6.50	0.49	7.53	71.69	
PYGOELEG	325.53	242.01	4.33	0.60	5.03	76.72	

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap in de tijd (jaren)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.018

Significance level of sample statistic: 1.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 10

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2004, 2005	0.015		4.6	Too Many	999	45
2004, 2006	0.028		0.6	Too Many	999	5
2005, 2006	0.014		6.9	Too Many	999	68

SIMPER

Group 2004: Average similarity: 15.62

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	204.59	3.73	0.43	23.88	23.88
MACOBALT	975.20	3.62	0.40	23.20	47.08
NEREDIVE	1061.57	3.49	0.40	22.36	69.44
HETEFILI	671.62	2.13	0.35	13.65	83.09

Group 2005: Average similarity: 12.97

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
MACOBALT	1301.99	3.77	0.40	29.04	29.04
BATHPILO	181.49	3.09	0.32	23.80	52.84
NEREDIVE	1373.26	2.43	0.29	18.76	71.60
HETEFILI	717.02	1.57	0.32	12.13	83.73

Group 2006: Average similarity: 14.20

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	1601.74	5.57	0.47	39.19	39.19
MACOBALT	1434.23	2.85	0.31	20.05	59.24
BATHPILO	138.98	2.72	0.30	19.16	78.40

Groups 2004 & 2005: Average dissimilarity = 85.67

Species	Group 2004 Av.Abund	Group 2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	1061.57	1373.26	18.26	0.80	21.32	21.32
MACOBALT	975.20	1301.99	18.24	0.89	21.29	42.61
HETEFILI	671.62	717.02	11.70	0.73	13.65	56.26
BATHPILO	204.59	181.49	8.15	0.59	9.51	65.77
PYGOELEG	207.82	350.42	6.07	0.61	7.09	72.86
COROVOLU	135.33	245.30	4.09	0.32	4.78	77.63

Groups 2004 & 2006: Average dissimilarity = 85.51

Species	Group 2004 Av.Abund	Group 2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
NEREDIVE	1061.57	1601.74	19.83	0.93	23.19	23.19
MACOBALT	975.20	1434.23	17.69	0.83	20.69	43.88
HETEFILI	671.62	795.08	10.23	0.64	11.97	55.85
BATHPILO	204.59	138.98	7.11	0.56	8.32	64.16
COROVOLU	135.33	463.95	5.92	0.37	6.93	71.09
PYGOELEG	207.82	284.84	4.99	0.59	5.83	76.92

Appendix X.

Macrobenthos van het intertidaal: multivariate analyse log(dichtheid)

Vergelijking van de macrobenthosgemeenschap van de drie habitats

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.35

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	Statistic	R	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
RP, CP	0.221		0.1	Too Many	999	0
RP, NLT	0.286		0.1	Too Many	999	0
CP, NLT	0.617		0.1	Too Many	999	0

SIMPER

Group RP: Average similarity: 40.83

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	1972.73	12.12	1.23	29.68	29.68
PYGOELEG	7219.31	8.42	1.18	20.62	50.30
MACOBALT	347.39	3.69	0.64	9.04	59.34
HYDRULVA	377.56	3.06	0.59	7.48	66.82
HETEFILI	162.82	2.87	0.54	7.03	73.85
COROAREN	800.74	2.59	0.52	6.33	80.19

Group CP: Average similarity: 48.35

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	6721.70	12.08	2.09	24.98	24.98
NEREDIVE	788.07	7.15	1.32	14.79	39.77
OLIGOCHA	4206.19	6.03	0.76	12.47	52.24
HYDRULVA	788.07	5.58	1.03	11.54	63.78
HETEFILI	1555.63	4.83	0.86	9.99	73.76
MACOBALT	567.55	3.78	0.82	7.81	81.58

Group NLT: Average similarity: 29.79

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	540.89	17.26	1.06	57.94	57.94
EURYPULC	66.67	4.35	0.42	14.60	72.54
HETEFILI	277.43	3.34	0.39	11.21	83.75

Groups RP & CP: Average dissimilarity = 63.49

Species	Group RP Av.Abund	Group CP Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	1972.73	117.10	6.26	1.40	9.87	9.87
OLIGOCHA	1060.40	4206.19	5.35	0.97	8.42	18.29
PYGOELEG	7219.31	6721.70	4.84	1.04	7.63	25.92
HETEFILI	162.82	1555.63	4.52	1.20	7.12	33.04
NEREDIVE	146.67	788.07	4.51	1.19	7.10	40.14
HYDRULVA	377.56	788.07	4.28	1.17	6.74	46.88
MACOBALT	347.39	567.55	3.89	1.08	6.12	53.01
COROAREN	800.74	201.72	3.64	0.96	5.73	58.73
CYATCARI	86.32	363.27	3.53	1.00	5.56	64.29
COROVOLU	687.05	1408.62	3.01	0.71	4.74	69.04
NERESPEC	77.90	382.93	2.76	0.85	4.34	73.38
ETEOSPEC	29.48	82.91	2.48	0.90	3.90	77.28

Groups RP & NLT: Average dissimilarity = 72.05

Species	Group RP Av.Abund	Group NLT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	7219.31	21.51	8.70	1.42	12.07	12.07
BATHPILO	1972.73	540.89	6.47	0.95	8.97	21.05
MACOBALT	347.39	126.89	5.57	1.02	7.74	28.78
HETEFILI	162.82	277.43	5.46	0.97	7.57	36.36
HYDRULVA	377.56	22.58	4.99	0.93	6.92	43.28
OLIGOCHA	1060.40	25.81	4.90	0.87	6.80	50.07
COROAREN	800.74	7.53	4.79	0.87	6.65	56.73
EURYPULC	37.19	66.67	4.62	0.81	6.41	63.14
NEREDIVE	146.67	31.18	4.24	0.90	5.88	69.03
BATHSPEC	80.00	10.75	1.94	0.47	2.69	71.71

ETEOSPEC	29.48	6.45	1.92	0.60	2.66	74.37
COROVOLU	687.05	3.23	1.84	0.48	2.55	76.93

Groups CP & NLT: Average dissimilarity = 83.74

Species	Group CP Av.Abund	Group NLT Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	6721.70	21.51	9.98	1.79	11.91	11.91
OLIGOCHA	4206.19	25.81	7.74	0.95	9.25	21.16
NEREDIVE	788.07	31.18	6.98	1.54	8.33	29.49
BATHPILO	117.10	540.89	6.45	1.21	7.70	37.19
HYDRULVA	788.07	22.58	6.19	1.34	7.39	44.58
HETEFILI	1555.63	277.43	6.00	1.18	7.17	51.75
MACOBALT	567.55	126.89	5.01	1.16	5.98	57.73
CYATCARI	363.27	0.00	4.38	0.96	5.23	62.95
EURYPULC	0.00	66.67	3.18	0.72	3.79	66.75
COROVOLU	1408.62	3.23	3.10	0.58	3.70	70.44
NERESPEC	382.93	2.15	3.09	0.78	3.69	74.13
ETEOSPEC	82.91	6.45	2.88	0.83	3.43	77.57

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap in de tijd (perioden)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.034

Significance level of sample statistic: 0.1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Najaar_2004, Voorjaar_2004	0.013	17.	Too Many	999	169
Najaar_2004, Najaar_2005	0.003	33.5	Too Many	999	334
Najaar_2004, Voorjaar_2005	0.032	5.	Too Many	999	49
Najaar_2004, Voorjaar_2006	0.049	1.7	Too Many	999	16
Najaar_2004, Najaar_2006	0.064	0.7	Too Many	999	6
Voorjaar_2004, Najaar_2005	0.035	2.5	Too Many	999	24
Voorjaar_2004, Voorjaar_2005	0.034	3.5	Too Many	999	34
Voorjaar_2004, Voorjaar_2006	0.013	16.6	Too Many	999	165
Voorjaar_2004, Najaar_2006	0.118	0.1	Too Many	999	0
Najaar_2005, Voorjaar_2005	0.001	42.4	Too Many	999	423
Najaar_2005, Voorjaar_2006	0.011	20.8	Too Many	999	207
Najaar_2005, Najaar_2006	0.016	13.3	Too Many	999	132
Voorjaar_2005, Voorjaar_2006	0.021	12.1	Too Many	999	120
Voorjaar_2005, Najaar_2006	0.063	1.	Too Many	999	9
Voorjaar_2006, Najaar_2006	0.058	2.3	Too Many	999	22

SIMPER

Group Najaar_2004

Average similarity: 35.21

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	1586.04	7.51	0.71	21.33	21.33
PYGOELEG	3863.35	6.89	0.93	19.58	40.91
HETEFILI	817.58	4.93	0.74	13.99	54.90
MACOBALT	301.77	4.66	0.77	13.24	68.14
NEREDIVE	471.95	2.75	0.55	7.82	75.97

Group Voorjaar_2004

Average similarity: 38.68

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	1027.40	11.33	1.03	29.29	29.29
PYGOELEG	4193.37	6.03	0.78	15.58	44.87
HETEFILI	543.62	4.65	0.68	12.03	56.90
HYDRULVA	345.32	3.44	0.59	8.90	65.80
NEREDIVE	223.94	3.15	0.57	8.15	73.95
COROAREN	388.05	2.42	0.50	6.25	80.20

Group Najaar_2005

Average similarity: 30.49

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	5946.64	6.56	0.94	21.53	21.53
BATHPILO	873.21	5.07	0.54	16.65	38.17
MACOBALT	489.46	3.70	0.66	12.13	50.30
HETEFILI	908.99	3.10	0.57	10.16	60.46
HYDRULVA	315.46	2.50	0.52	8.22	68.68
OLIGOCHA	2014.73	2.10	0.43	6.89	75.57

Group Voorjaar_2005

Average similarity: 30.76

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	945.35	7.09	0.69	23.06	23.06
PYGOELEG	5528.48	6.90	0.81	22.43	45.49
HETEFILI	572.68	4.47	0.55	14.52	60.01
OLIGOCHA	1075.27	3.48	0.51	11.31	71.33
MACOBALT	73.51	1.94	0.45	6.30	77.63

Group Voorjaar_2006

Average similarity: 32.10

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	500.03	7.09	0.55	22.08	22.08
PYGOELEG	6353.65	6.44	0.84	20.05	42.12
HYDRULVA	568.36	4.71	0.74	14.66	56.78
NEREDIVE	271.68	3.73	0.65	11.62	68.40
OLIGOCHA	4621.90	2.62	0.44	8.15	76.55

Group Najaar_2006

Average similarity: 36.55

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
OLIGOCHA	2042.21	5.52	0.86	15.10	15.10
BATHPILO	975.49	5.38	0.64	14.72	29.82
PYGOELEG	4935.33	5.14	1.01	14.07	43.89
MACOBALT	1121.11	4.61	0.84	12.62	56.51
NEREDIVE	433.36	3.27	0.77	8.93	65.44
HYDRULVA	726.35	3.00	0.67	8.20	73.64
COROVOLU	2096.60	2.53	0.58	6.92	80.56

Groups Voorjaar_2004 & Najaar_2005: Average dissimilarity = 67.54

Species	Group Voorjaar_2004 Av.Abund	Group Najaar_2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	4193.37	5946.64	6.56	1.17	9.71	9.71
BATHPILO	1027.40	873.21	6.00	1.00	8.89	18.60
HETEFILI	543.62	908.99	5.29	1.05	7.83	26.42
MACOBALT	123.08	489.46	4.83	1.03	7.15	33.57
OLIGOCHA	355.57	2014.73	4.77	0.77	7.06	40.63
HYDRULVA	345.32	315.46	4.65	0.96	6.89	47.52
NEREDIVE	223.94	422.79	4.52	1.04	6.69	54.22
COROAREN	388.05	222.78	3.94	0.91	5.84	60.06
EURYPULC	71.80	19.51	3.61	0.70	5.34	65.40
CYATCARI	109.41	133.34	2.87	0.78	4.25	69.65
ETEOSPEC	17.09	55.29	2.36	0.75	3.49	73.14
NERESPEC	8.55	421.16	2.34	0.66	3.46	76.60

Groups Najaar_2004 & Voorjaar_2005: Average dissimilarity = 68.20

Species	Group Najaar_2004 Av.Abund	Group Voorjaar_2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	3863.35	5528.48	6.87	1.11	10.07	10.07
BATHPILO	1586.04	945.35	6.35	0.98	9.31	19.38
HETEFILI	817.58	572.68	5.59	1.02	8.20	27.57
OLIGOCHA	777.23	1075.27	5.26	0.93	7.71	35.28
MACOBALT	301.77	73.51	4.83	1.05	7.09	42.37
NEREDIVE	471.95	153.85	4.49	1.01	6.59	48.96
COROAREN	833.38	182.92	4.14	0.82	6.07	55.03
HYDRULVA	140.36	427.37	4.12	0.98	6.05	61.08
CYATCARI	331.60	116.25	3.16	0.76	4.64	65.72
ETEOSPEC	56.14	30.77	2.99	0.84	4.39	70.10
EURYPULC	29.83	22.22	2.69	0.58	3.94	74.05
NERESPEC	57.90	83.76	2.61	0.76	3.83	77.88

Groups Voorjaar_2004 & Voorjaar_2005: Average dissimilarity = 66.88

Species	Group Voorjaar_2004 Av.Abund	Group Voorjaar_2005 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	4193.37	5528.48	7.40	1.09	11.06	11.06
BATHPILO	1027.40	945.35	6.35	0.93	9.49	20.55
HETEFILI	543.62	572.68	5.93	0.99	8.87	29.42
OLIGOCHA	355.57	1075.27	5.43	0.93	8.12	37.53
HYDRULVA	345.32	427.37	5.09	0.96	7.61	45.15
NEREDIVE	223.94	153.85	4.63	1.01	6.93	52.07
MACOBALT	123.08	73.51	4.30	0.94	6.43	58.50
COROAREN	388.05	182.92	4.27	0.90	6.39	64.89
EURYPULC	71.80	22.22	4.01	0.69	6.00	70.88
CYATCARI	109.41	116.25	3.38	0.83	5.05	75.94

Groups Najaar_2004 & Voorjaar_2006: Average dissimilarity = 68.44

Species	Group Najaar_2004 Av.Abund	Group Voorjaar_2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	3863.35	6353.65	6.82	1.16	9.96	9.96
BATHPILO	1586.04	500.03	6.25	1.04	9.14	19.10

HETEFILI	817.58	425.02	5.50	1.05	8.04	27.14
OLIGOCHA	777.23	4621.90	5.12	0.85	7.48	34.63
HYDRULVA	140.36	568.36	4.97	1.09	7.27	41.89
NEREDIVE	471.95	271.68	4.92	1.05	7.20	49.09
MACOBALT	301.77	83.34	4.87	1.06	7.11	56.20
COROAREN	833.38	265.01	4.13	0.81	6.04	62.24
EURYPULC	29.83	38.34	3.40	0.66	4.97	67.21
ETEOSPEC	56.14	28.33	2.88	0.82	4.21	71.42
CYATCARI	331.60	43.34	2.83	0.71	4.13	75.54

Groups Najaar_2004 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 66.49

Species	Group Najaar_2004 Av.Abund	Group Najaar_2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
OLIGOCHA	777.23	2042.21	5.46	1.09	8.21	8.21
PYGOELEG	3863.35	4935.33	5.38	1.16	8.10	16.31
BATHPILO	1586.04	975.49	5.07	1.10	7.62	23.93
HETEFILI	817.58	661.44	4.51	1.09	6.78	30.71
MACOBALT	301.77	1121.11	4.44	1.05	6.68	37.39
COROVOLU	1254.45	2096.60	4.31	0.94	6.48	43.86
NEREDIVE	471.95	433.36	4.17	1.10	6.27	50.13
HYDRULVA	140.36	726.35	4.06	1.11	6.11	56.24
COROAREN	833.38	489.50	3.80	0.90	5.71	61.96
ETEOSPEC	56.14	59.65	2.65	0.90	3.99	65.94
NERESPEC	57.90	375.46	2.63	0.84	3.95	69.90
COROSPEC	305.28	375.46	2.58	0.70	3.87	73.77
CYATCARI	331.60	208.78	2.43	0.69	3.65	77.42

Groups Voorjaar_2004 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 67.12

Species	Group Voorjaar_2004 Av.Abund	Group Najaar_2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	4193.37	4935.33	5.76	1.18	8.59	8.59
OLIGOCHA	355.57	2042.21	5.63	1.06	8.39	16.98
BATHPILO	1027.40	975.49	4.92	1.08	7.33	24.31
MACOBALT	123.08	1121.11	4.77	1.08	7.11	31.42
HETEFILI	543.62	661.44	4.62	1.08	6.88	38.30
HYDRULVA	345.32	726.35	4.49	1.07	6.70	45.00
NEREDIVE	223.94	433.36	4.24	1.08	6.32	51.32
COROVOLU	0.00	2096.60	3.97	0.91	5.91	57.23
COROAREN	388.05	489.50	3.87	0.96	5.77	63.00
EURYPULC	71.80	14.04	3.07	0.69	4.58	67.58
CYATCARI	109.41	208.78	2.63	0.78	3.92	71.50
NERESPEC	8.55	375.46	2.47	0.76	3.68	75.18

Groups Voorjaar_2005 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 68.63

Species	Group Voorjaar_2005 Av.Abund	Group Najaar_2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	5528.48	4935.33	5.92	1.12	8.63	8.63
OLIGOCHA	1075.27	2042.21	5.61	1.01	8.18	16.81
BATHPILO	945.35	975.49	5.22	0.98	7.61	24.42
MACOBALT	73.51	1121.11	4.84	1.08	7.05	31.46
HETEFILI	572.68	661.44	4.57	1.00	6.66	38.12
HYDRULVA	427.37	726.35	4.42	1.12	6.45	44.57
COROVOLU	191.46	2096.60	4.17	0.92	6.08	50.65
NEREDIVE	153.85	433.36	4.17	1.13	6.07	56.72
NERESPEC	83.76	375.46	3.22	0.91	4.69	61.41
COROAREN	182.92	489.50	3.04	0.77	4.43	65.84
COROSPEC	18.80	375.46	2.65	0.71	3.87	69.71
CYATCARI	116.25	208.78	2.56	0.80	3.72	73.43
EURYPULC	22.22	14.04	2.06	0.51	3.01	76.44

Groups Voorjaar_2006 & Najaar_2006: Average dissimilarity = 67.97

Species	Group Voorjaar_2006 Av.Abund	Group Najaar_2006 Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
OLIGOCHA	4621.90	2042.21	5.85	1.00	8.60	8.60
PYGOELEG	6353.65	4935.33	5.83	1.17	8.58	17.18
BATHPILO	500.03	975.49	5.04	1.07	7.41	24.59
MACOBALT	83.34	1121.11	4.88	1.08	7.17	31.77
HYDRULVA	568.36	726.35	4.68	1.10	6.88	38.65
NEREDIVE	271.68	433.36	4.29	1.05	6.31	44.96
COROVOLU	145.01	2096.60	4.17	0.93	6.13	51.10
HETEFILI	425.02	661.44	4.10	1.02	6.03	57.13
COROAREN	265.01	489.50	3.03	0.77	4.45	61.58
COROSPEC	88.34	375.46	2.91	0.74	4.28	65.86
EURYPULC	38.34	14.04	2.77	0.61	4.07	69.93
NERESPEC	1.67	375.46	2.46	0.75	3.62	73.56
CYATCARI	43.34	208.78	2.23	0.77	3.28	76.84

Veranderingen in de macrobenthosgemeenschap in de tijd (jaren)

ANOSIM

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.025

Significance level of sample statistic: 0.4%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 3

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
2004, 2005	0.022	2.3	Too Many	999	22
2004, 2006	0.041	0.2	Too Many	999	1
2005, 2006	0.012	9.4	Too Many	999	93

SIMPER

Group 2004: Average similarity: 36.64

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	1303.10	9.41	0.85	25.69	25.69
PYGOELEG	4030.50	6.51	0.86	17.77	43.46
HETEFILI	678.82	4.85	0.71	13.24	56.70
MACOBALT	211.27	3.40	0.60	9.28	65.98
NEREDIVE	346.34	2.99	0.57	8.17	74.14
HYDRULVA	244.17	2.49	0.49	6.80	80.94

Group 2005: Average similarity: 30.52

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
PYGOELEG	5742.79	6.78	0.87	22.20	22.20
BATHPILO	908.38	6.10	0.61	19.99	42.19
HETEFILI	745.04	3.78	0.56	12.39	54.57
MACOBALT	286.68	2.77	0.56	9.07	63.64
OLIGOCHA	1556.74	2.75	0.46	9.02	72.67
HYDRULVA	370.02	2.12	0.48	6.95	79.62

Group 2006: Average similarity: 33.11

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
BATHPILO	731.66	6.25	0.58	18.88	18.88
PYGOELEG	5662.68	5.79	0.91	17.49	36.37
OLIGOCHA	3365.13	3.96	0.61	11.96	48.33
HYDRULVA	645.33	3.85	0.70	11.64	59.97
NEREDIVE	350.44	3.52	0.70	10.62	70.60
MACOBALT	588.92	2.66	0.57	8.04	78.64

Groups 2004 & 2005: Average dissimilarity = 67.56

Species	Group 2004		Group 2005		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Sim	Av.Diss	Diss/SD		
PYGOELEG	4030.50	5742.79	6.71	1.12	9.93	9.93
BATHPILO	1303.10	908.38	6.14	0.97	9.09	19.02
HETEFILI	678.82	745.04	5.46	1.03	8.08	27.10
OLIGOCHA	563.66	1556.74	5.01	0.85	7.41	34.52
MACOBALT	211.27	286.68	4.68	1.02	6.93	41.45
NEREDIVE	346.34	291.68	4.51	1.03	6.68	48.13
HYDRULVA	244.17	370.02	4.47	0.96	6.61	54.73
COROAREN	607.82	203.34	4.05	0.86	5.99	60.72
EURYPULC	51.08	20.83	3.21	0.64	4.75	65.48
CYATCARI	219.06	125.01	3.01	0.77	4.46	69.93
ETEOSPEC	36.37	43.34	2.58	0.77	3.81	73.75
NERESPEC	32.90	256.68	2.47	0.71	3.66	77.41

Groups 2004 & 2006: Average dissimilarity = 66.84

Species	Group 2004		Group 2006		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Sim	Av.Diss	Diss/SD		
PYGOELEG	4030.50	5662.68	6.33	1.14	9.47	9.47
BATHPILO	1303.10	731.66	5.63	1.04	8.43	17.90
OLIGOCHA	563.66	3365.13	5.37	0.94	8.04	25.94
HETEFILI	678.82	540.20	5.08	1.05	7.60	33.55
HYDRULVA	244.17	645.33	4.78	1.05	7.15	40.70
NEREDIVE	346.34	350.44	4.61	1.05	6.90	47.60
MACOBALT	211.27	588.92	4.55	1.02	6.81	54.41
COROAREN	607.82	374.38	4.02	0.88	6.02	60.43
EURYPULC	51.08	26.50	3.24	0.65	4.84	65.27
COROVLU	619.08	1095.78	2.92	0.67	4.37	69.64
CYATCARI	219.06	123.94	2.74	0.74	4.09	73.73
ETEOSPEC	36.37	43.59	2.33	0.74	3.48	77.21

Appendix XI.

Macrobenthos en omgevingsvariabelen van het intertidaal: BIOENV analyse

Geselecteerde omgevingsvariabelen (alle jaren)

```
1 logSD50
2 logSILT63
3 logSVFINES%
4 logSFINES%
5 logSMEDIUM%
6 Diepte
7 logNDVI_uitCASI
```

Beste resultaten voor log(biomassa) van het macrobenthos (alle jaren)

No. Vars	Corr. Selections
3	0.506 2,3,7
3	0.499 1,3,7
2	0.495 3,7
3	0.494 3,4,7
3	0.489 3,5,7

Beste resultaten voor log(dichtheid) van het macrobenthos (alle jaren)

No. Vars	Corr. Selections
3	0.525 2,3,7
3	0.522 1,3,7
2	0.520 3,7
3	0.515 3,4,7
3	0.514 3,5,7

Geselecteerde omgevingsvariabelen (2006)

```
1 logSD50
2 logSILT63
3 logSVFINES%
4 logSFINES%
5 logSMEDIUM%
6 logSCARO
7 logSCLA
8 logSCLA+
9 logSCLB
10 logSCLC
11 logSDIAD
12 logSDIAT
13 logSFEO
14 logSFEO+
15 logSFUCO
16 logSSEA
17 Diepte
18 logNDVI_uitCASI
```

Beste resultaten voor log(biomassa) van het macrobenthos (2006)

No. Vars	Corr. Selections
5	0.518 2,3,8,9,18
5	0.518 2,3,7,9,18
4	0.516 3,8,9,18
4	0.515 3,7,9,18
5	0.515 2,3,7,8,18
4	0.514 2,3,8,18
4	0.513 2,3,7,18
5	0.513 2,3,6,8,18
5	0.512 3,8,9,16,18

Appendix XII.

Lijst van gebruikte afkortingen

AIC	Aikake Index (zie paragraaf 4.1.2)
ANOVA	ANalysis Of VAriance (zie paragraaf 4.1.2)
BACI	Before-After Control-Impact (zie paragraaf 4.1.2)
BRDF	Bidirectional Reflectance Distribution Function
C1	Controlegebied 1 (zie paragraaf 4.1.1)
C2	Controlegebied 2 (zie paragraaf 4.1.1)
Chla	Chlorofyl-a gehalte in sediment
CP	Centrale deel van de Plaat van Walsoorden (zie paragraaf 5.2.1)
DF	Deposit feeders (depositie-eters), een functionele groep macrobenthos
EMF	Electromagnetische stroomsnelheidsmeter (zie paragraaf 4.2)
G	Geul (zie paragraaf 4.1.1)
GLLW	Gemiddeld Laag Laag Water, in dit rapport wordt GLLW op station Walsoorden bedoeld
I1	Oude impactgebied 1 (storting 2004) (zie paragraaf 4.1.1)
I2	Nieuw impactgebied (storting 2006) (zie paragraaf 4.1.1)
IR	Infrarood
MDS	Multi Dimensional Scaling (zie paragraaf 4.1.2)
NAP	Normaal Amsterdams Peil (Nederlandse verticale datum)
NDVI	Vegetatie-index, Normalized Differential Vegetation Index (zie paragraaf 4.2.1)
NLT	Noordelijke landtong van de Plaat van Walsoorden (zie paragraaf 5.2.1)
O	Omnivores (alleseters), een functionele groep macrobenthos
OBS	Optical Backscatter Sensor, troebelheidsmeter (zie paragraaf 4.2)
P	Predators (roofdieren), een functionele groep macrobenthos
PC	Principal Component (zie paragraaf 4.2.2.)
PCA	Principale Componenten Analyse (zie paragraaf 4.2.2.)
R_{860nm}	Reflectantie (waarde tussen 0 en 1) bij 860 nm
RD	Rijksdriehoekstelsel (Nederlands coördinatensysteem)
RP	Rand van de Plaat van Walsoorden (zie paragraaf 5.2.1)
SCARO	a-Caroteen in sediment
SCLA	Chlorofyl-a in sediment
SCLA+	Chlorofyl-a + allomeer/isomeer chlorofyl-a in sediment
SCLB	Chlorofyl-b in sediment
SCLC	Chlorofyl-c1+2 in sediment
SD50	Mediane korrelgrootte van het sediment
SDF	Surface Deposit Feeders (oppervlak depositie-eters), een functionele groep macrobenthos
SDIAD	Diadinoxanthin in sediment
SDIAT	Diatoxanthin in sediment
SF	Suspension Feeders (filtreerders), een functionele groep macrobenthos
SFEO	Phaeophytine a in sediment
SFEO+	Phaeophytine a in sediment
SFINES%	Percentage fijn zand (partikels tussen 125 en 250 μm) in het sediment
SFUCO	Fucoxanthine in sediment
SILT63	Percentage slib (deeltjes < 63 μm) in het sediment
SMEDIUM%	Percentage middelgrof zand (250-500 μm) in het sediment
SVFINES%	Percentage zeer fijn zand (partikels tussen 63 μm en 125 μm) in het sediment
SZEA	Zeaxanthine in sediment
UTC	Universal Time Code
UTM	Universal Transverse Mercator (internationaal coördinatensysteem)
WGS84	World Geodetic System 1984 (internationaal coördinatensysteem/ellipsoïde)

